An underwater photograph showing a dense meadow of Zostera marina (seagrass) in the northwest of the Iberian Peninsula. The seagrass blades are long, narrow, and green, with some showing signs of wear or discoloration. The water is clear, and the background shows more seagrass and a hint of the seabed.

# Biodiversidad y conservación de las **praderas de *Zostera marina*** en el noroeste ibérico: enfoque biológico y ficológico

---

Verónica García Redondo



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Tesis Doctoral | A Coruña, 2018



# **Biodiversidad y conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico: enfoque biológico y ficológico**

**Verónica García Redondo**

---

**TESIS DOCTORAL**

**2018**

Director/a: Ignacio Bárbara Criado y Pilar Díaz Tapia

Tutor: Ignacio Bárbara Criado

Programa de doctorado en *Marine Science, Technology and Management*

Universidade da Coruña













**Ignacio M. Bárbara Criado y Pilar Díaz Tapia**, Profesor Titular de Botánica y Contratada Postdoctoral (Xunta de Galicia modalidad b), respectivamente, del Departamento de Biología de la Universidade da Coruña

**DECLARAN:**

Que la siguiente memoria titulada “**Biodiversidad y conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico: enfoque biológico y ficológico**” presentada por **VERÓNICA GARCÍA REDONDO** ha sido realizada bajo su dirección en el Departamento y en el marco del programa oficial de doctorado en *Marine Science, Technology and Management* (DO\*MAR), y cumple con las condiciones exigidas para ser defendido ante el tribunal que lo deberá juzgar.

Y para que así conste a los efectos oportunos, firman la presente en A Coruña a 13 de noviembre de 2018

Dr. Ignacio M. Bárbara Criado

Dra. Pilar Díaz Tapia





*A Guillermo y a la abuela que me enseñaron que hay que ser fuerte  
ante las adversidades y a Neno por ser mi faro de luz de cuatro patas*





*“Ningún mar en calma hizo experto a un marinero” reza una cita de autor desconocido y mi lema de vida. Ahora, con el cierre de esta tesis, me doy cuenta que todas las cosas buenas y no tan buenas que han pasado en estos cinco años me han cambiado para bien, aunque al principio no lo entendiera. A todas las personas que me han acompañado, apoyado y ayudado en esta tesis os estaré eternamente agradecida.*

*A mi director Ignacio, nunca, jamás, olvidaré todos los momentos vividos en esta tesis. Gracias por ser mi mentor, por aceptar que hiciera aquellas prácticas en el verano de 2011, por enseñarme todo lo que se sobre botánica. Gracias por estar al pie del cañón, por apoyarme tanto y darme ánimo y fuerza cuando a veces todo parecía que se derrumbaba. Gracias por no salir corriendo cuando te dije en el tercer muestreo que no me gustaba bucear (ahora me encanta) y gracias por confiar en mí cuando hice la última inmersión de la tesis sola. Nunca olvidaré los muestreos de la tesis, los madrugones, las roturas del motor de la Xurxa (¡Qué tienes un Yamaha!), los muestreos en el intermareal gateando, los delfines malvados, las canciones y las charlas en la furgalla, la rampa de San Felipe en Ferrol, los intentos no-fallidos de tirar a Ali de la barca y el licorca. Gracias por darme tanto de tu tiempo.*

*Gracias a mi directora Pilar, por ser la persona que me ha enseñado todo lo que sé sobre la estadística. Gracias por tus comentarios críticos y tus análisis tan profundos que han conseguido que esta tesis suba un peldaño más.*

*Gracias a Viviana por enseñarme lo que sé sobre “mapear”, por apoyarme tanto, por darme confianza en mí misma pero sobre todo por escucharme.*

*Gracias a Ali y a Juanoli por traer la alegría y el “buen rollismo” a este laboratorio, por los cafés de Starbucks, por las comidas y las cenas, por los cumpleaños sorpresa, por la Navidad, por Mariah Carey y por los muestreos. Gracias por confiar en mí y por apoyarme tanto.*

*Gracias a Javier, a Rodolfo, al resto de compañer@s del BioCost y de la facultad por vuestra ayuda, por los buenos momentos, por los cafés y las comidas en Arquitectura y por los ánimos.*

*Gracias a Isabel Sousa y Pepe Sánchez por haber formado parte de mi comisión de seguimiento durante estos años. Gracias por los buenos consejos y por vuestras críticas constructivas para el presente y el futuro de esta tesis.*

*Gracias al grupo de Olivier De Clerck y a Javi Souto por participar en los muestreos de Ferrol. A Sergio Paris y a Juan Neira por confiar en mí para divulgar*



*el inmenso valor de las praderas marinas y para frenar las barbaridades que se realizan en la costa.*

*Gracias a mis amigas Virginia, Lidi, Eri, Alba, Sarita y Rebe por apoyarme tanto, por tener tanta paciencia conmigo y por ser mujeres tan valientes y tenaces que se convierten en el perfecto reflejo donde mirarme.*

*Gracias a la Centenariazo, a mi familia de A Coruña y a mi crew del 15002 por comprenderme, por tener tanta paciencia conmigo, pero sobre todo por apoyarme y hacerme sentir tan especial.*

*Gracias a mi familia y a mis amigos de Alcalá por los ánimos y los apoyos constantes siempre, por interesarse por las praderas y preguntarme sus dudas, y por sentir que están muy orgullosos de mí.*

*Gracias a Jorge por quererme, apoyarme, por darme alas y empujarme a mandar aquél primer mail a Ignacio cuando todo eran dudas. Por repetirme una y mil veces “el NO ya lo tienes, lánzate a por el SI” y “cuando llegues te enseñaran todo”. Gracias por demostrarme que Monte Alto es uno de los lugares más bonicos del mundo, por darme espacio, por tener taaaanta paciencia conmigo y obligarme a desconectar. Gracias por tanto alma gemela.*

*Gracias a mi hermano por escucharme, por apoyarme tanto y demostrarme que en esta vida hay que ser valiente, por estar conmigo de manera incondicional y por no tomarse ni un paracetamol cuando le ponía la cabeza loca. Te quiero infinito.*

*Pero sobre todo esta tesis es un GRACIAS enorme a mis padres. Gracias por ser las personas que más confían en mí, por apoyarme desde el minuto 0, por no rendirse cuando les dijeron que no podría estudiar, por hacer todo lo que estaba en su mano para que la dislexia no fuera un obstáculo, por alentarme con cada uno de mis objetivos y financiar económicamente esta tesis, por demostrarme todos los días que están muy orgullosos de mí. Espero haber podido demostrar que la hija de unos obreros de “un barrio marginal” puede conseguir todo lo que se proponga en esta vida. GRACIAS*



<b>ÍNDICE GENERAL .....</b>	<b>I</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>II</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>III</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>IV</b>

---

## **ÍNDICE GENERAL**

### **Introducción**

Biodiversidad e importancia de las praderas marinas .....	1
Biología de <i>Zostera marina</i> .....	4
Distribución y hábitat de <i>Zostera marina</i> .....	7
Objetivos .....	10
Área de estudio .....	11
Metodología general .....	13

### **Capítulo 1. Biología y distribución de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico**

Introducción .....	17
Metodología específica	
Área de estudio .....	18
Diseño experimental .....	19
Cartografía y mapas de distribución .....	20
Resultados	
Distribución de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	21
Biología de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	33
Discusión	
Distribución de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	33
Biología de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	34

### **Capítulo 2. Biodiversidad florística de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico**

Introducción .....	36
Metodología específica	
Área de estudio .....	37
Diseño experimental .....	37
Análisis estadístico .....	40
Resultados	
Catalogo de la flora asociada a las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	41
Flora del sustrato de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	54
Flora epífita en las hojas de <i>Zostera marina</i> .....	60
Discusión	

Flora del sustrato de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	75
Flora epífita en las hojas de <i>Zostera marina</i> .....	76

### **Capítulo 3. Monitorización temporal de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico**

Introducción .....	91
Metodología específica	
Área de estudio .....	93
Diseño experimental .....	93
Análisis estadístico .....	94
Resultados	
Variables ambientales .....	96
Cobertura y densidad de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	97
Biometría de <i>Zostera marina</i> .....	98
Estado reproductor de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	102
Biodiversidad florística de las praderas de <i>Zostera marina</i>	
Variación temporal de la flora del sustrato .....	102
Variación temporal de la flora epífita .....	106
Discusión	
Cobertura y densidad de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	111
Biometría de <i>Zostera marina</i> .....	112
Estado reproductor de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	113
Biodiversidad florística de las praderas de <i>Zostera marina</i>	
Variación temporal de la flora del sustrato .....	114
Variación temporal de la flora epífita .....	115

### **Capítulo 4. Estado de conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico**

Introducción .....	127
Metodología específica .....	127
Resultados	
Conservación de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	129
Discusión	
Pérdida de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	130
Conservación de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	131
Protección de las praderas de <i>Zostera marina</i> .....	133
<b>Conclusiones</b> .....	134
<b>Referencias</b> .....	141
<b>Anexos</b> .....	152
- First Record of Sexual Structures in <i>Pterosiphonia Parasitica</i> (Rhodomelaceae, Rhodophyta) from the Iberian Peninsula.	
- Las praderas de <i>Zostera marina</i> L. del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia y territorios adyacentes: distribución, abundancia y flora asociada.	



## RESUMEN

Esta tesis investiga la biología y la biodiversidad ficológica, así como el estado de conservación y las amenazas de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. Se muestrearon un total de 3097 puntos georeferenciados en 55 praderas desde abril de 2014 hasta agosto de 2017 en un intervalo de profundidad +1 m - 4 m. Han sido medidas 2750 hojas de *Z. marina*, se han estudiado 275 muestras de flora acompañante y se ha analizado los epífitos de 1650 hojas. Estos datos se han empleado para dar a conocer la distribución, extensión y el hábitat de las praderas, para caracterizar las plantas de *Z. marina* y la diversidad ficológica que albergan. Además, se estudió la variabilidad temporal de las características biológicas de *Z. marina*, y de su flora asociada tanto en el sustrato como epífita. La información generada se ha empleado para valorar el estado de conservación de las praderas de *Z. marina* y como resultado se proponen 15 praderas marinas que deberían ser tenidas en cuenta en futuros planes de conservación. Este trabajo proporciona información necesaria para la protección y gestión de las praderas de *Z. marina* en el noroeste ibérico.

## RESUMO

Esta tese investiga a bioloxía e a biodiversidade ficolóxica, así como o estado de conservación e as ameazas das pradeiras de *Zostera marina* no noroeste da península ibérica. Se mostrearon un total de 3097 puntos xeoreferenciados en 55 praderías dende abril do 2014 ata agosto de 2017 nun intervalo de profundidade +1m - 4 m. Foron medidas 2750 follas *Z. marina*, estudáronse 275 mostras da flora acompañante e analizouse os epífitos de 1650 follas. Estes datos empregáronse para dar a coñecer a distribución, extensión e o hábitat das praderías, para caracterizar as plantas de *Z. marina* e a diversidade ficolóxica que albergan. Ademais, estudouse a variabilidade temporal das características biolóxicas de *Z. marina*, e da súa flora asociada tanto no substrato como epífita. A información xerada foi empregada para valorar o estado de conservación das praderías de *Z. marina* e como resultado propóñense 15 praderías mariñas que deberían ser tidas en conta en futuros plans de conservación. Este traballo proporciona información necesaria para a protección e xestión das praderías de *Z. marina* no noroeste ibérico.

## ABSTRACT

This thesis focuses on the biology and phycological biodiversity, as well as the conservation status and threats of the *Zostera marina* meadows in the northwestern Iberian Peninsula. A total of 3097 georeferenced points were sampled in 55 meadows between April 2014 and August 2017 in a depth range of +1m - 4 m. 2750 leaves of *Z. marina* were measured, 275 samples of accompanying flora were studied and the epiphytic species on 1650 leaves were analyzed. These data were used to provide information on the distribution, extension and habitat of the eelgrass meadows, as well as to characterize the plants of *Z. marina* and the diversity that they host. Moreover, the temporal variability of biological traits of *Z. marina* and its associated flora from the substrata and epiphytic were studied. The obtained information was used to evaluate the conservation status of *Z. marina* meadows and as a result 15 eelgrass meadows are proposed for future conservation plans. This work provides essential information for the conservation and management of *Z. marina* meadows in the northwestern iberian peninsula.





# Introducción

---



## Biodiversidad e importancia de las praderas marinas

Las praderas de fanerógamas marinas son uno de los hábitats marinos más ampliamente distribuidos a nivel global. Habitan en fondos blandos someros, ya sean fangosos o arenofangosos. Están formadas por angiospermas marinas, las únicas plantas vasculares sumergidas dotadas de un sistema subterráneo de raíz y rizomas (Short *et al.* 2007) que se pueden reproducir tanto de forma vegetativa como sexual mediante la producción de flores y frutos (den Hartog 1970, Pérez Lloréns 2004). La mayoría de las comunidades de praderas marinas están dominadas por una o unas pocas especies (Emmett Duffy 2006).

Las angiospermas marinas constituyen un grupo polifilético que ha colonizado todos los océanos, excepto el Antártico, hace aproximadamente 100 millones de años. Han evolucionado a partir de varias especies ancestrales que habitaban el medio terrestre y que colonizaron el medio marino de manera independiente. Por tanto, no son un grupo taxonómico sino un grupo ecológico de especies con características morfológicas y fisiológicas similares pero con diversos orígenes evolutivos (den Hartog 1970, Pérez *et al.* 2015).

Actualmente se reconocen 66 especies de angiospermas marinas, que se clasifican en 4 familias: 3 que incluyen especies exclusivamente marinas (Posidoniaceae, Cymodoceaceae y Zosteraceae) y 1 con especies tanto de agua dulce como marinas (Hydrocharitaceae) (den Hartog & Kuo 2006). La familia Zosteraceae incluye cuatro géneros monofiléticos: *Phyllospadix*, *Zostera*, *Nanozostera*, *Heterozostera* (Coyer *et al.* 2013).

En el género *Zostera* se reconocen actualmente 15 especies, mientras que otras 10 entidades taxonómicas se consideran sinónimos (Guiry & Guiry 2017). Sin embargo, hay discrepancias sobre la taxonomía y la delimitación de especies dentro del género *Zostera* debido a su gran variabilidad morfológica. Es por ello que se están realizando estudios que combinan análisis moleculares y morfológicos para tratar de aclarar la taxonomía a nivel de especie de este género (Moore & Short 2006). *Zostera* es el género de fanerógamas marinas con un mayor rango latitudinal, ya que se distribuye desde los trópicos hasta el Ártico y sub-Antártico. Siendo, *Z. capricorni* la especie más meridional (Isla Stewart, 46° 55' S, Nueva Zelanda) mientras que *Z. marina* es la especie más septentrional (Verangerfjord, 70° 30' N, Noruega) (Green & Short 2003).

*Zostera marina* Linnaeus fue descrita por Linnaeus en 1753 y actualmente se clasifica de la siguiente forma:

Filo: Tracheophyta

Subfilo: Euphyllophytina

Infrafilo: Spermatophytae

Superclase: Angiospermae

Clase: Liliopsida

Orden: Alismatales

Familia: Zosteraceae

Género: *Zostera*

*Zostera marina* Linnaeus

En las costas de la península ibérica existen cinco especies de angiospermas marinas: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Z. noltei*, *Halophila decipiens*, así como varias especies de angiospermas eurihalinas del género *Ruppia* spp (Pérez *et al.* 2015).

Las praderas de fanerógamas marinas tienen una elevada importancia ecológica, ya que proporcionan numerosas ventajas en los hábitats circundantes como, por ejemplo, estabilización de los sedimentos, participación en el ciclo de los nutrientes, constitución del sustrato para la fijación de numerosos organismos bentónicos, creación del área de cría para muchas especies e incremento de la biodiversidad (Duarte 2002, Orth *et al.* 2006, Short *et al.* 2007). Algunos de los beneficios de las praderas de fanerógamas marinas se detallan en los siguientes párrafos. Presentan altas tasas de producción primaria ya que son organismos fotosintéticos que fijan el dióxido de carbono utilizando la energía proporcionada por la luz y la transforman en carbono orgánico para sostener el crecimiento de las plantas y la producción de biomasa (Terrados & Borum 2004). Producen una gran cantidad de biomasa comparado con las comunidades oceánicas de plancton (Green & Short 2003) o con las comunidades de organismos autótrofos de fondos blandos (Duarte & Chiscano 1999). Las altas tasas de producción primaria implican una elevada producción de oxígeno que se libera a las aguas circundantes. Se ha estimado que la producción primaria de fanerógamas marinas supone un 1% del total en los océanos y son responsables del 12% del carbono almacenado en los sedimentos oceánicos (Terrados & Borum 2004). Es por ello que juegan un papel decisivo en la regulación del ciclo global del carbono (Terrados & Borum 2004, Mateo 2015).

Las praderas de fanerógamas marinas proporcionan un hábitat adecuado para un gran número de organismos que no pueden vivir en fondos sin vegetación. Tanto hojas, como rizomas y raíces generan sustrato, estabilizan el sedimento y reducen la turbidez, por lo que generan microhábitats que no estarían disponibles en ausencia de estas comunidades vegetales. Además, su estructura tridimensional proporciona zonas de refugio que diversas especies de fauna emplean para evitar la depredación. Las poblaciones de crustáceos, moluscos o peces que viven en praderas marinas se componen de una alta proporción de larvas e individuos juveniles, lo que sugiere que las praderas de fanerógamas marinas son hábitats de cría para dichas poblaciones (Terrados & Borum 2004). El aumento de la disponibilidad de alimentos y/o refugio ante la depredación explica la importancia de las praderas marinas como hábitats de cría y alimentación para estos organismos, algunos de los cuales son explotados por pesquerías. Igualmente, las aves migratorias utilizan praderas marinas intermareales y someras como áreas

de descanso y alimentación durante sus viajes. Por lo tanto, las praderas de fanerógamas aumentan la diversidad del hábitat y la biodiversidad de la zona costera (Terrados & Borum 2004, Mateo 2015).

Las hojas de las fanerógamas marinas amortiguan el movimiento del agua y favorecen la retención de las partículas suspendidas, regulando de esta manera la transparencia del agua. El aumento de la disponibilidad de luz en la parte inferior de la pradera facilita el crecimiento de las plantas y de algas bentónicas que aumentarán aún más el control de la transparencia del agua. El dosel de hojas, así como los rizomas y las raíces fijan y estabilizan el sedimento sobre el que crecen las praderas marinas reduciendo la resuspensión de partículas por las corrientes y las olas. Los sedimentos sobre los que crecen las praderas tienen menos posibilidades de ser movilizados, por lo que las praderas marinas pueden reducir la erosión de la costa (Terrados & Borum 2004).

Las especies formadoras de praderas marinas están consideradas como bioindicadores ya que son organismos sésiles, perennes y sensibles a los cambios en su entorno, a la creciente presión antropogénica así como a la calidad ambiental de los ecosistemas costeros (Orth *et al.* 2006). Para ello se estudian determinadas variables tanto estructurales (p. ej. presencia o ausencia de fanerógamas marinas, cobertura, densidad y talla) como funcionales (p. ej. irradiancia superficial en la profundidad límite de supervivencia de las praderas marinas) (Kemp *et al.* 2004, Moore & Short 2006, Mateo 2015).

Actualmente los hábitats de praderas de *Zostera marina* se encuentran amparadas bajo diversas figuras de protección. Atendiendo a la importancia ecológica de las praderas de *Z. marina* y las potenciales amenazas antropogénicas con objeto de proteger estos hábitats, están indirectamente incluidos en la Directiva Hábitats, donde están considerados en cinco hábitats de interés: “Hábitat 1110” (bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina poco profunda), “Hábitat 1130” (estuarios), “Hábitat 1140” (llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja), “Hábitat 1150” (marismas costeras) o “Hábitat 1160” (grandes calas y bahías poco profundas) (Directiva 92/43/CEE). Además, las praderas de fanerógamas están indirectamente protegidas por la Red Natura 2000 a través de figuras como Zona de Especial Conservación (ZEC) (BOE 2007). En el noroeste de la península ibérica algunas áreas protegidas incluyen praderas de *Z. marina*: ZEPVN (Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales) o RAMSAR (Humedal de importancia Internacional por la Convención RAMSAR) (Decreto 72/2004, BOE 1982). Por otro lado, la Directiva Europea Marco del Agua afecta también a las praderas gallegas de manera indirecta, al designar como protegidas sus áreas de distribución (Directiva 2000/60/CE). La presencia de praderas de fanerógamas marinas ha sido relevante a la hora de seleccionar algunos de estos lugares como espacios protegidos (Guillén & Otero 2015). Cacabelos *et al.* (2015b) analizaron las principales presiones antropogénicas sobre las praderas de fanerógamas marinas en el noroeste español como el marisqueo, la pesca artesanal, los dragados y la modificación de la línea costera, el cambio climático, la eutrofización, las invasiones biológicas, el efecto de contaminantes o el incremento

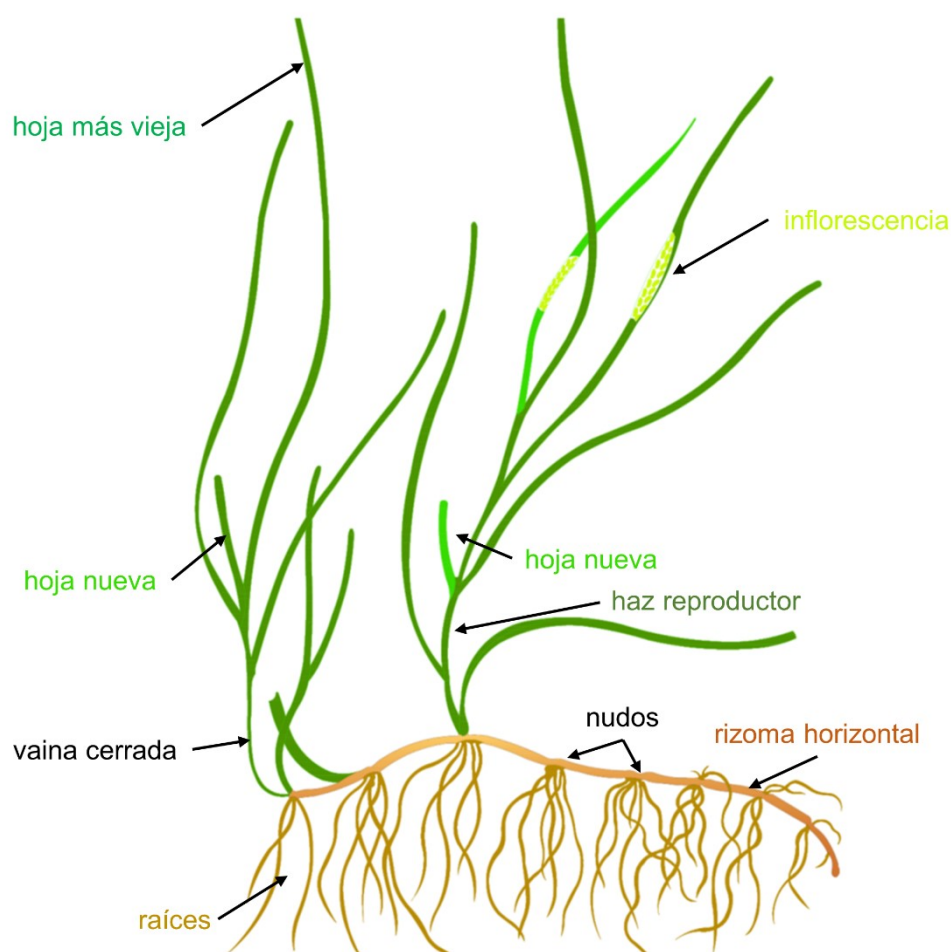
de la población en la época estival. Los fuertes impactos antropogénicos a los que se enfrentan las praderas junto con los problemas asociados al cambio climático están provocando que, a pesar de tener una larga historia evolutiva, se enfrenten a rápidos cambios ambientales (Short & Neckles 1999, Duarte 2002, Orth *et al.* 2006, Burkholder 2007). En numerosos casos, los impactos a los que se ven sometidas las praderas provocan la reducción o pérdida de las extensiones conocidas (Duarte 2002, Burkholder *et al.* 2007, Cabaço & Santos 2010, Riosmena-Rodríguez *et al.* 2013). Por ejemplo, Cunha *et al.* (2013) advierten que *Z. marina* es la especie de fanerógama marina más amenazada en Portugal. Cochón & Sanchez (2005) y De Paz *et al.* (2008) demuestran la regresión de las praderas de *Zostera* en áreas del norte de la península ibérica. Lamentablemente, la pérdida de muchas praderas quedará posiblemente en el anonimato debido al escaso conocimiento que tenemos de ellas en algunas áreas geográficas. Es por ello, que desde hace unos años se está incrementando la necesidad de ampliar el conocimiento y la distribución a nivel mundial de las praderas, así como la creación de programas de protección, seguimiento, manejo y restauración. (Duarte 1999, 2002, Orth *et al.* 2006, Riosmena-Rodríguez *et al.* 2013).

## Biología de *Zostera marina*

*Zostera marina* lleva a cabo su ciclo biológico en el mar por lo que ha desarrollado adaptaciones anatómicas y fisiológicas, tales como cutículas reducidas en las hojas, ausencia de estomas, cloroplastos en la epidermis para optimizar la captación de luz, un sistema subterráneo de rizomas y raíces, polinización hidrófila y un sistema lagunar para facilitar el transporte de oxígeno a los tejidos subterráneos (Hemminga & Duarte 2000, den Hartog & Kuo 2006).

*Zostera marina* posee rizomas horizontales (2-5 mm de grosor) formados por entrenudos y nudos (Fig. 1). De estos últimos nacen dorsalmente los haces foliares y ventralmente las raíces (4-6 en grupos de 2). Los entrenudos tienen una longitud de entre 10 y 35 mm (Pérez Lloréns 2004). Los haces poseen entre 3 y 8 hojas acintadas y paralelinervias, con ápice obtuso, nervio medio principal y 5-11 nervios secundarios. Las hojas más internas son las más jóvenes mientras que las externas son las más viejas y protegen a las hojas jóvenes que se están formando. La longitud de las hojas varía entre 10 y 120 cm, con una altura media de 80 cm y una anchura de 0.3-1.20 cm (Moore & Short 2006). La variabilidad de sus medidas depende de las condiciones ambientales en las que vive y la región geográfica. Carece de rizomas de crecimiento vertical (Pérez Lloréns 2004).

El crecimiento de las plantas de *Zostera marina* depende del desarrollo de los diferentes meristemos. El apical se sitúa en el rizoma terminal de la planta y produce las hojas, las raíces y los rizomas; los meristemos axilares situados en los nudos producen ramificaciones laterales y los meristemos intercalares que se encuentran en los rizomas generan la elongación de los entrenudos (Pérez Lloréns 2004).



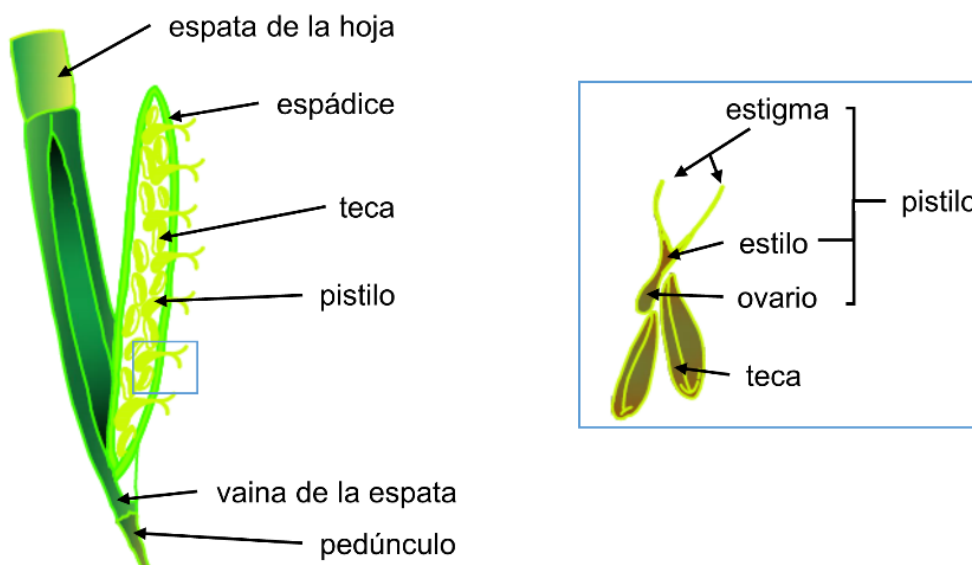
**Figura 1.** Esquema de la estructura de *Zostera marina*. Modificado de Flora Danica (Oeder et al. 1761-1883).

*Zostera marina* puede reproducirse de forma sexual y asexual. En latitudes templadas presenta una marcada estacionalidad y su desarrollo está principalmente determinado por la temperatura. La reproducción sexual de *Z. marina* también está influida por la latitud, la disponibilidad de luz o de nutrientes (Moore & Short 2006). Tiene lugar con temperaturas superiores a 10°C por lo que en latitudes templadas es frecuente que ocurra entre primavera y verano. Se estima que en latitudes altas la propagación clonal es la responsable del mantenimiento y crecimiento de las praderas (Davison & Hughes 1998, Hemminga & Duarte 2000). En las costas andaluzas se ha observado este proceso entre abril y julio (Pérez Lloréns 2004) mientras que en las costas danesas este proceso tiene lugar desde marzo hasta agosto (Olesen 1999).

*Zostera marina* es una especie monoica que presenta inflorescencias localizadas en la base envainada de una espata en forma de hoja, en las que se alternan las flores femeninas y masculinas. La flor femenina está constituida por un ovario unilocular, un estilo y dos estigmas



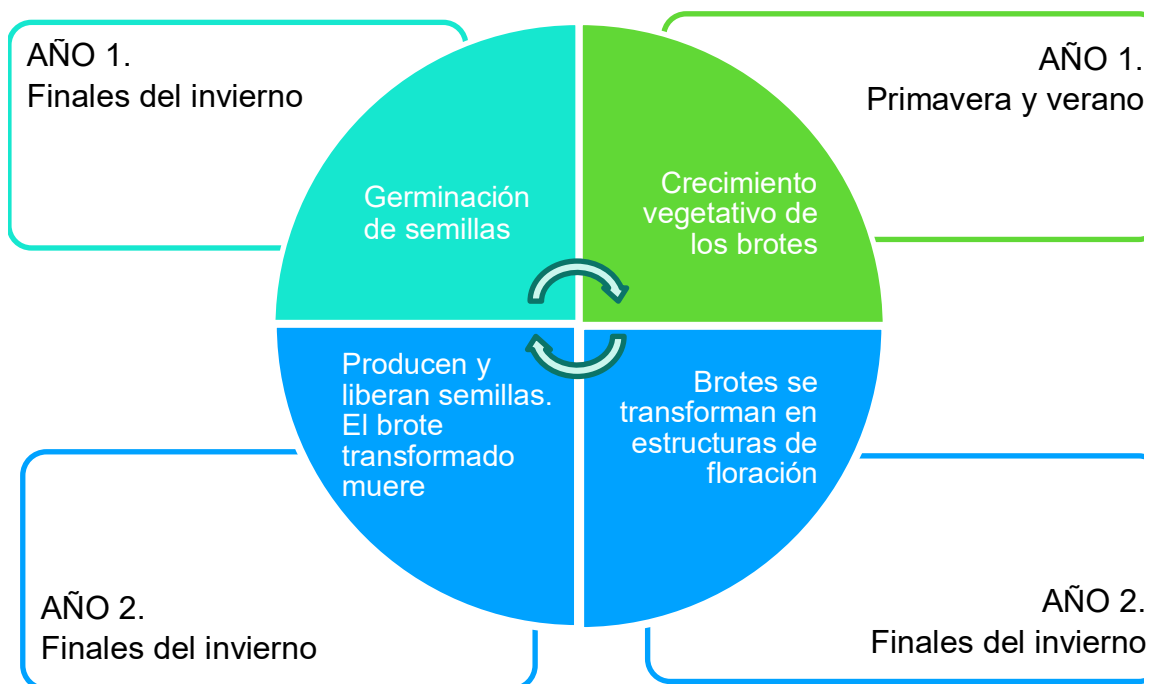
filiformes, mientras que la flor masculina está constituida por un estambre formado por un filamento y una antera distal (Pérez Lloréns 2004) (Fig. 2).



**Figura 2.** Descripción esquemática de una flor de *Zostera marina*. Detalle de la unidad funcional reproductora básica: un pistilo (ovario, estilo y dos estigmas) y una antera (dos tecas libres conectadas por tejido conectivo). Modificada de Jacobs & Pierson (1981).

Los haces de *Zostera marina* generalmente tienen un ciclo de vida de 2 años (Fig. 3) (Fonseca & Uhrin 2009). A finales de invierno, las semillas, elipsoides (2.5-4 mm), germinan y crecen durante el verano creando nuevos brotes cada 2-4 semanas. Estos nuevos brotes pasan el invierno en una fase de crecimiento lento. A finales del invierno del segundo año, estos brotes se transforman en estructuras de floración que producen docenas de semillas. Después de liberar la semilla el brote muere (Fonseca & Uhrin 2009). Las semillas suelen permanecer cerca de la planta madre y tienen una limitada capacidad de dispersión influida por factores como el tipo de sustrato y la velocidad de la corriente (Short & Coles 2001, Pereda-Briones *et al.* 2018).

Respecto al crecimiento vegetativo, se produce un rápido desarrollo en los rizomas y en las hojas a finales de primavera y principio de verano (Pérez Lloréns 2004). Consecuentemente, la máxima producción tiene lugar en primavera, mientras que el máximo de biomasa foliar se alcanza en verano. En otoño parte de la biomasa generada durante la primavera-verano se degrada y la pradera empieza a fragmentarse, proceso que continúa hasta invierno cuando ocurren los valores mínimos de producción (Pérez Lloréns 2004). Los fragmentos de rizomas pueden dar lugar a nuevas plantas, si se desprenden del sustrato y posteriormente se depositan en el lugar adecuado (Davison & Hughes 1998). Además, los brotes de *Z. marina* están continuamente generando nuevas hojas de manera que las que se desprenden en otoño son reemplazadas por otras en invierno.

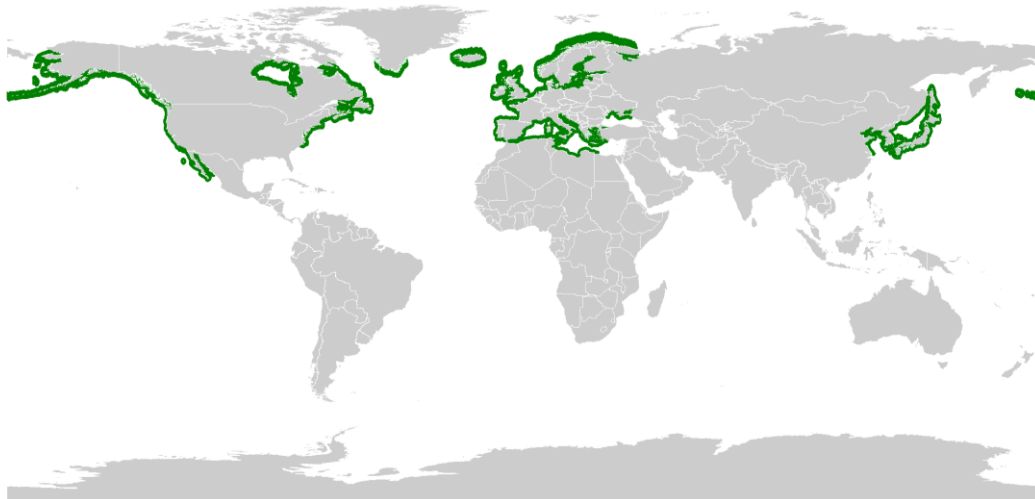


**Figura 3.** Esquema del ciclo de vida bianual de una planta de *Zostera marina* desde su germinación hasta su muerte.

### Distribución y hábitat de *Zostera marina*

*Zostera marina* es la especie con la distribución más amplia de todas las fanerógamas marinas y domina las costas de la región templada norte (Fig. 4). Se encuentra en el Atlántico templado norte, mar Mediterráneo y Pacífico templado norte. Es la tercera especie formadora de praderas más estudiada a nivel mundial (den Hartog 1970, Homziak *et al.* 1982, Duarte 1999, Short *et al.* 2007).

En la costa Atlántica del norte de Europa, *Zostera marina* está ampliamente distribuida en la zona submareal pero se puede desarrollar en la zona intermareal inferior (Hily *et al.* 2003). En el Reino Unido, es la especie más común de fanerógamas marinas. Se encuentra principalmente de forma irregular en el submareal de Inglaterra, Escocia y Gales, aunque también habita de forma menos abundante en el intermareal. En Irlanda, es frecuente en la zona submareal e intermareal (Davison & Hughes 1998). Se localizan praderas de *Z. marina* en Escandinavia (Boström *et al.* 2014). En la costa oeste danesa (Ringkøbingfjord), mar de Wadden, y sur de los Países Bajos hay también praderas de *Z. marina* (Hily *et al.* 2003). En Francia, las praderas de *Z. marina* están ampliamente distribuidas desde la costa oeste de Normandía al Golfo de Vizcaya, habitando tanto en la zona intermareal como en la zona submareal hasta los 10 metros de profundidad. Hay pequeñas poblaciones en el Canal de la Mancha y grandes praderas tanto en la Bretaña francesa como en áreas protegidas del Golfo de Vizcaya (Hily *et al.* 2003).



**Figura 4.** Distribución mundial de *Zostera marina*, modificado a partir de la distribución de *Z. marina* en 2010 de la Lista Roja de las Especies de la UICN.

Las praderas de *Zostera marina* de la costa norte y oeste de la península ibérica se desarrollan entre el intermareal inferior y el submareal superior, en la parte media e interna de las rías y protegidas del oleaje (Cacabelos *et al.* 2015b). Las costas norte y oeste del Atlántico de la Península Ibérica están, en general, caracterizadas por una elevada exposición al oleaje por lo que *Zostera marina* está restringida a los pocos estuarios disponibles los cuales tienen una extensión variable. En la costa norte (Asturias y Cantabria) las praderas de *Z. marina* se localizan en los estuarios del río Eo, ría de Villaviciosa, bahía de Santander y en las marismas de Santoña (GESHA 2005, Vázquez *et al.* 2014, Bueno Sánchez *et al.* 2015, Ondiviela *et al.* 2015). En la ría de Villaviciosa, hay praderas mixtas de *Z. noltei* y una fanerógama marina similar a *Z. marina* pero con hojas más estrechas (< de 4 - 5 cm) la cual podría ser *Zostera marina* var. *angustifolia* (Bueno Sánchez *et al.* 2015). En el centro y sur de Portugal, la distribución de *Z. marina* es discontinua y actualmente está restringida a la Lagoa de Óbidos y ría Formosa (Cunha *et al.* 2013). El noroeste de la península ibérica difiere ambientalmente ya que la línea de costa alterna zonas de mar abierto con rías, las cuales proporcionan las condiciones idóneas para un crecimiento más extensivo de *Z. marina*. En Galicia, el conocimiento de la distribución y extensión de las praderas de fanerógamas marinas es variable y disperso, espacial y temporalmente, debido a que la información proviene de trabajos parciales llevados a cabo en áreas geográficas concretas y con objetivos concretos. La mayor parte de estudios se centran en el enfoque ambiental y faunístico (Cacabelos *et al.* 2015b). En la costa de Lugo existen referencias a praderas marinas en los estudios de Fischer-Piette & Seoane-Camba (1962), Currás (1990), Currás & Mora (1991), Currás *et al.* (1993), Penedo (1999) y Bárbara *et al.* (2006). En la provincia de A Coruña hay datos bibliográficos de la existencia de *Zostera marina* en las rías del Barqueiro (Fischer-Piette & Seoane-Camba 1962), Ortigueira (Izco & Sánchez 1996), Ferrol (Souto 2012), Ares (Souto 2012) y A Coruña (Bárbara 1994). En Pontevedra se conocen praderas de *Z. marina* en la ría de Arousa (Esquete *et al.* 2011, Peña Freire 2010, Quintas 2005, Quintas *et al.* 2005, 2012, 2013), Pontevedra (Miranda 1934, Cochón & Sánchez 2005) y Vigo (Cacabelos 2005,

Cacabelos *et al.* 2008, 2010; Moreira *et al.* 2010). Además de estos trabajos gallegos, existían registros no publicados de *Z. marina* que han sido incluidos en Cacabelos *et al.* (2015b). La falta de información general sobre *Z. marina* en el norte de la península ibérica, comentada en el reciente Atlas de las Praderas marinas de España (Cacabelos *et al.* 2015b) evidencia la necesidad de llevar a cabo un estudio florístico general sobre *Z. marina* que englobe la cartografía completa y actualizada de la costa gallega, así como el conocimiento detallado del hábitat, especies acompañantes, etc.

El presente trabajo surge debido al desconocimiento existente sobre la biología de *Zostera marina*, así como las características florísticas y ecológicas de las praderas que forma en el noroeste de la península ibérica. Estas praderas han sido objeto de estudios faunísticos, ambientales, fisiológicos o moleculares. Sin embargo, la biología de la especie dominante, la extensión actual de las praderas y su flora asociada no han sido estudiadas previamente. Partiendo de la necesidad de solventar el escaso conocimiento sobre este tipo de hábitats esta tesis se plantea como un primer paso, que permitirá en un futuro profundizar en el conocimiento de los procesos ecológicos en las praderas de *Z. marina*. Por tanto, se genera información básica que permite mostrar su relevancia ante la comunidad científica y la Administración y sienta las bases para posteriores estudios. Es importante tener presente que la gestión y protección del medio natural requiere datos actuales de distribución y biodiversidad, ya que no se puede proteger lo que no se conoce. En esta línea, la tesis pretende generar información actualizada sobre las praderas de *Z. marina* que permita avanzar en el conocimiento y en la protección de este hábitat para una correcta gestión del medio marino. Además, en un contexto geográfico más amplio, el estudio pretende ampliar el conocimiento del medio natural marino europeo y de su flora autóctona.

## Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es mejorar el conocimiento sobre las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica. Este trabajo pretende dar a conocer su distribución, extensión y hábitat, así como caracterizar las plantas de *Z. marina* de las praderas estudiadas y la diversidad florística que albergan. Además, se pretende analizar la variabilidad temporal de las características biológicas de *Z. marina* y de su flora acompañante. Finalmente, la información generada se utilizará con el fin de valorar el estado de conservación de las praderas de *Z. marina*. Este trabajo proporcionará información básica necesaria para la adecuada protección y gestión de las comunidades de *Z. marina* en el noroeste de la península ibérica.

### Primer objetivo. Biología y distribución de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste Ibérico.

- 1.1. Caracterizar biológicamente las praderas de *Zostera marina* estudiando su cobertura, densidad de haces, biometría y estado reproductor.
- 1.2. Proporcionar una cartografía que refleje la distribución y extensión de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica.

### Segundo objetivo. Biodiversidad florística en las praderas de *Zostera marina* en el noroeste Ibérico.

- 2.1. Caracterizar y analizar la diversidad florística del sustrato de las praderas de *Z. marina*.
- 2.2. Caracterizar y analizar la diversidad florística de la flora epífita en las hojas de *Z. marina*.

### Tercer objetivo. Monitorización temporal de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste Ibérico.

- 3.1. Estudiar las variaciones temporales de las características biológicas de *Z. marina*.
- 3.2. Estudiar las variaciones temporales de la flora asociada a las praderas de *Z. marina*.

### Cuarto objetivo. Estado de conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste Ibérico.

- 4.1. Identificar las principales fuentes de impacto antropogénico sobre las praderas de *Z. marina*.
- 4.2. Evaluar el estado de conservación de las praderas de *Z. marina*.
- 4.3. Proponer una selección de áreas que deberían ser consideradas en futuros planes de conservación.

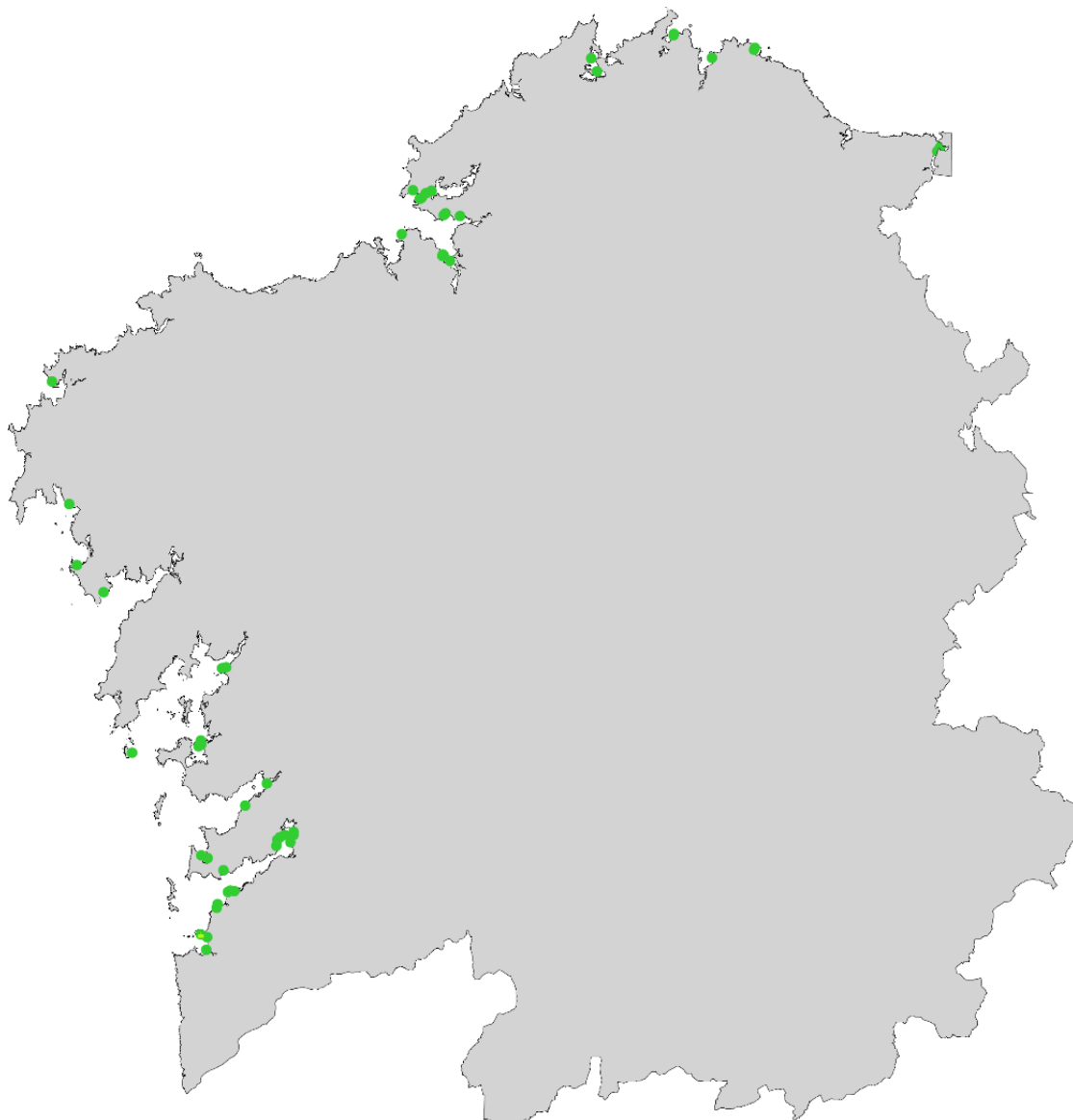
## Área de estudio

El área de estudio comprende la costa noroeste de la península ibérica (Galicia). La línea de costa abarca aproximadamente 1720 km, es muy irregular y alterna zonas de mar abierto con rías (Fig. 5). Geográficamente la costa gallega está dividida en tres zonas en función de su orientación. La costa norte o rías Altas está orientada hacia el norte, la costa noroeste o rías Medias está orientada hacia el noroeste y la costa sur o rías Baixas está orientada hacia el oeste. Las rías Altas incluyen las rías de Ribadeo (8.5 km<sup>2</sup>), Foz (2.5 km<sup>2</sup>), Viveiro (27 km<sup>2</sup>), Ortigueira (38 km<sup>2</sup>), O Barqueiro (10 km<sup>2</sup>) y Cedeira (5 km<sup>2</sup>). Las rías Medias incluyen las rías de Ferrol (21 km<sup>2</sup>), Ares-Betanzos (73 km<sup>2</sup>), A Coruña (19 km<sup>2</sup>), Corme-Laxe (6.5 km<sup>2</sup>) y Camariñas (15 km<sup>2</sup>). Las rías Baixas están incluyen la ría de Muros - Noia (120 km<sup>2</sup>), Arousa (252 km<sup>2</sup>), Pontevedra (141 km<sup>2</sup>) y Vigo (176 km<sup>2</sup>) (Peña Freire 2010). Las rías se originaron hace 200 millones de años cuando los ríos del noroeste peninsular empezaron a erosionar sus canales hacia el mar dando lugar a las rías. El proceso erosivo de los ríos junto con el surgimiento de la Cordillera Cantábrica durante el Cenozoico inferior y la unión con el Corredor de Ourense (NE-SO) también influyó en la formación de las rías. Sin embargo, no todos los estuarios gallegos surgieron al mismo tiempo. Las rías Baixas se crearon hace 110 millones de años, las rías Altas hace 24 millones de años y las rías Medias hace 5 millones de años. Este proceso de formación de las rías aún se encuentra activo (Vidal Romaní 1984).

Cada ría exhibe un gradiente de las condiciones ambientales que se pueden agrupar en tres sectores. La zona externa de las rías es expuesta al oleaje, en ocasiones reducida por la presencia de islas en su parte externa (Arousa, Pontevedra y Vigo, Fig. 5) y se caracteriza por condiciones de salinidad oceánica. La zona media de las rías presenta condiciones variables en función de sus características hidrodinámicas y sedimentológicas. La zona interna está protegida del oleaje y su salinidad es altamente variable debido a la variabilidad temporal en los aportes de agua dulce procedente de los ríos que desembocan en las rías (Vilas *et al.* 2010).

La situación geográfica y la geomorfología del noroeste de la península ibérica son los dos factores clave que determinan el clima gallego (Martínez Cortizas *et al.* 1999). El clima de la costa noroeste de la península ibérica es atlántico y está definido por el frente polar y el anticiclón de las Azores (Martínez Cortizas *et al.* 1999). Las precipitaciones acumuladas anuales en el periodo 2013-2017 tienen un valor medio de 1304,6 L/m<sup>2</sup> (Meteogalicia, 2013-2017).

El régimen de marea en el área de estudio es de tipo semidiurno con una amplitud de 3.5 - 4 m durante las mareas vivas. La temperatura media anual del agua superficial es de 13.4°C-18.7°C (mínima-máxima) en la costa sur y de 13.4°C-18.0°C en la costa norte (Puertos del Estado 2017). La salinidad media es de 34.84-36.25 psu (mínima-máxima) y 35.33-36.40 psu en la costa sur y norte, respectivamente (Puertos del Estado 2017). Los datos de temperatura y salinidad corresponden a series temporales de la Boya de Cabo Silleiro para la costa sur (serie temporal 1998-2017) y de la Boya de Estaca de Bares para la costa norte (serie temporal 1996-2017).



**Figura 5.** Localidades de muestreo de praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica.

Los fenómenos de afloramiento costero que tienen lugar en el área de estudio proporcionan aportes de nutrientes a las masas de agua costeras (Prego *et al.* 2012). La costa noroeste de la península ibérica es el límite norte del sistema de afloramiento de las Canarias (Álvarez *et al.* 2010). El afloramiento de agua profunda se produce en los meses de primavera y verano ya que el anticiclón de las Azores se mueve hacia el norte, provocando una situación de altas presiones y vientos de componente N-NE. Dichos vientos retiran el agua superficial costera, originando al mismo tiempo el afloramiento de agua profunda fría y con altas concentraciones de nutrientes (Álvarez *et al.* 2010). En otoño e invierno, el anticiclón se desplaza hacia el sur produciendo vientos de componente S-SO favoreciendo fenómenos de hundimiento de las masas de agua (Míguez 2003). La transición entre estos regímenes suele ocurrir en los meses de septiembre y octubre (Míguez 2003). Sin embargo, la intensidad y frecuencia de estos eventos oceanográficos



varía en función de la orientación de la costa, siendo mayores en la costa sur que en la costa norte (Prego *et al.* 2012).

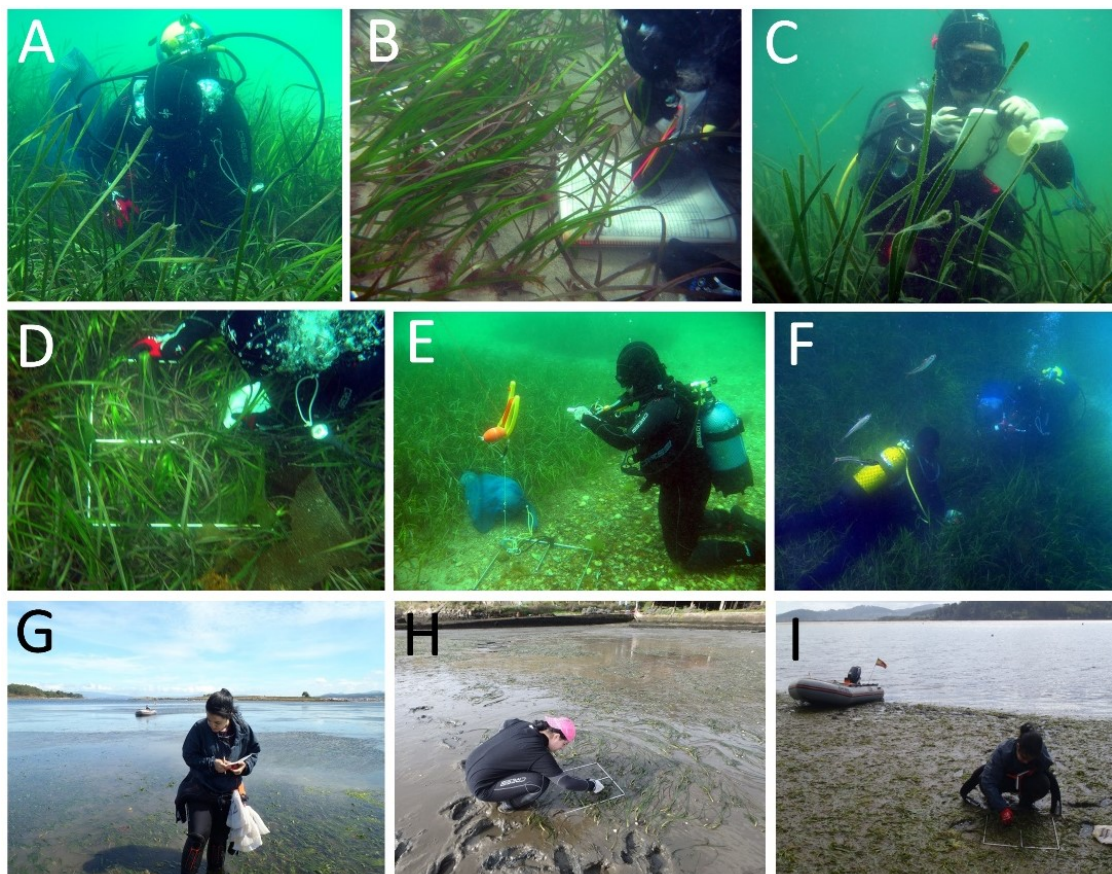
## Metodología general

En primer lugar, se realizó una revisión bibliográfica y se diseñó una estrategia de muestreo. Se estudiaron las localidades de las que se disponía de datos previos de praderas de *Zostera marina* partiendo de la información recopilada (Cacabelos *et al.* 2015b) e información inédita, para verificar la existencia de praderas y acotar los límites de la misma. En una segunda actuación, se acometieron exploraciones de nuevas localidades con el fin de detectar praderas que potencialmente no habían sido exploradas anteriormente. Los muestreos exploratorios de nuevas praderas se realizaron en localidades que fueron seleccionadas en base al conocimiento que se tenía sobre las características del hábitat (batimetría, sustrato, exposición al oleaje, etc.) y después de estudiar las cartas náuticas.

Los muestreos se desarrollaron desde abril de 2014 hasta agosto de 2017, y cada muestreo consistió en dos fases. Primero, se realizó una inspección visual desde la embarcación. Cuando se detectaba una pradera de *Zostera marina* se establecían sus límites empleando sus coordenadas geográficas usando un GPS portátil 60 Garmin®. Después, se trazaron transectos a través de la pradera para estimar el porcentaje de cobertura de *Z. marina*, y *Z. noltei* si estaba presente, así como verificar el tipo de sustrato (fango, arena o roca) y la profundidad.

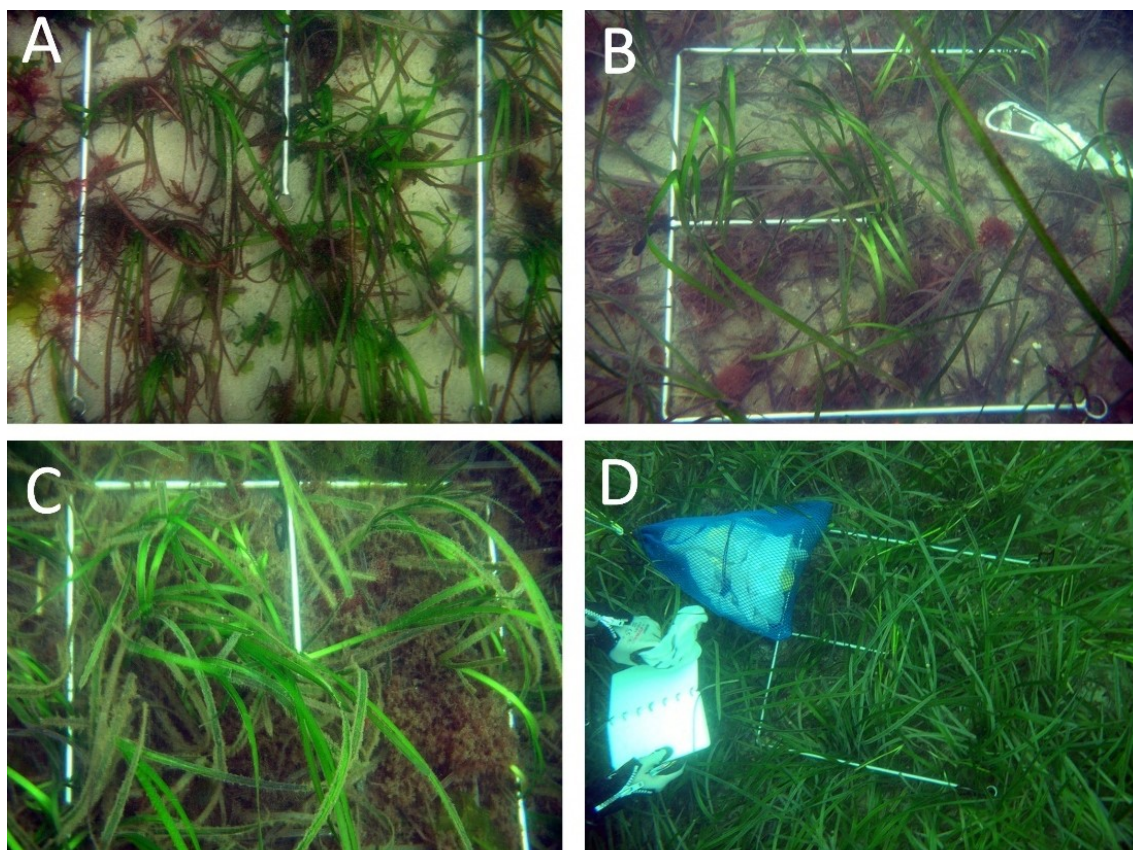
Posteriormente, se estudiaron las características biológicas de *Zostera marina* en cada pradera. Para ello, se muestreó cada pradera mediante buceo autónomo o a pie si la bajamar lo permitía (Fig. 6) Se consideraron como praderas diferentes las manchas de *Zostera* separadas de otras por la presencia de afloramientos rocosos o por al menos 50 m de sustrato desnudo. Para no comprometer la conservación de las praderas, sólo se muestrearon aquellas manchas que tenían un tamaño mínimo ( $> 4 \text{ m}^2$ ). Siguiendo la metodología propuesta por Duarte & Kirkman (2001), cinco cuadrados de  $0.25 \text{ m}^2$  fueron distribuidos al azar sobre un transecto de longitud variable, el porcentaje de cobertura (%) de *Z. marina* fue visualmente estimado y la flora acompañante del sustrato se recolectó para su identificación y estimación de la cobertura (Fig. 7). La densidad (haces  $\text{m}^{-2}$ ) se obtuvo contando el número de haces vivos erectos dentro de 5 subcuadrados de  $0.0625 \text{ m}^2$ , localizados dentro de los mismos 5 cuadrados de  $0.25 \text{ m}^2$ . Además, en cada cuadrado de  $0.25 \text{ m}^2$ , fueron recolectados 10 haces para estudiar su biometría en el laboratorio (longitud y anchura de la hoja) así como comprobar su estado reproductor. La profundidad a la que se recolectaron las muestras se obtuvo *in situ* mediante un ordenador de buceo A100 AERIS®. La profundidad obtenida para cada punto de muestreo fue corregida en función de la hora de la toma de la muestra y de la amplitud de marea para ese día y localidad mediante el uso de las curvas sinusoidales de marea que proporciona Meteogalicia (2014-2017). Se recogió una muestra de  $90 \text{ cm}^3$  de sedimento para cada cuadrado de muestreo. Se realizó el análisis granulométrico de las muestras en el Servicio de Análisis Estructural de la Universidad de A Coruña mediante un granulómetro láser BECKMAN COULTER. Se tomaron fotografías

durante los muestreos con el fin de registrar la fisonomía de la comunidad. Las muestras se conservaron en agua de mar con formaldehído al 4% en frío y oscuridad.



**Figura 6.** Toma de muestras de praderas submareales mediante buceo autónomo (A-F) y en praderas intermareales a pie (G-I).

Las muestras fueron observadas bajo el estéreomicroscopio y microscopio óptico. La flora fue identificada atendiendo a la composición florística por grupos taxonómicos (Rhodophyta, Ochrophyta y Chlorophyta). Las plantas de *Zostera marina* recolectadas para las biometrías fueron también empleadas en el estudio de algas epifitas. Se seleccionaron seis hojas al azar y se consideró la cobertura de cada especie sobre *Z. marina* en la zona apical, media y basal de la hoja. Las características observadas en el material fueron comparadas con descripciones disponibles en la bibliografía de regiones adyacentes (Cardinal 1964, Dixon & Irvine 1977, Prud'Homme van Reine 1982, Irvine 1983, Fletcher 1987, Kim & Lee 1992a, b, 1994, Maggs & Hommersand 1993, Irvine & Chamberlain 1994, Brodie *et al.* 2003, 2007, Secilla 2012) así como especializada en macroalgas epifitas en *Z. marina* (González 1976, Cullinane *et al.* 1985, Novaczek 1987, Saunders & Bird 1989, Saunders & McLachlan 1989, Johnson *et al.* 2005). Un total de 550 pliegos de herbario fueron realizados para la conservación definitiva y depósito en el herbario de la Universidad de Santiago de Compostela (SANT).



**Figura 7.** Praderas de *Zostera marina* con diferentes coberturas y cuadrado de muestreo de 0.25 m<sup>2</sup> incluyendo dentro el cuadrado de 0.0625 m<sup>2</sup>.

Se han muestreado un total de 55 localidades a lo largo del noroeste de la Península ibérica (Fig. 5), que abarcan desde el intermareal inferior (+1 m) hasta el submareal (-4 m) (Tabla 1).



**Tabla 1.** Localidades de muestreo en el noroeste ibérico ordenados de norte a sur. Para cada localidad se especifica su ría o sector, el número de localidad, la fecha de muestreo, las coordenadas UTM (Datum WGS84, huso 29T), la profundidad media de la localidad (metros), el número de muestras recogidas (0 = ninguna, 1 = muestra para herbario, 5 = 5 réplicas) y la superficie de la ría o sector (km<sup>2</sup>).

N-S	Ría o Sector	Nº Localidad	Fecha	UTM X	UTM Y	Profundidad (m)	Nº de muestras	Área de la Ría o Sector (km <sup>2</sup> )
1	del Eo	<b>1 Figueras</b>	22/04/2016	659686	4822189	0	5	8.5
1	del Eo	<b>2 Castropol</b>	22/04/2016	659283	4821570	0	0	8.5
1	del Eo	<b>3 Fontela</b>	22/04/2016	658773	4820855	0	0	8.5
2	San Cibrao	<b>4 Playa Lago</b>	21/07/2015	622607	4840956	2	5	1.8
2	San Cibrao	<b>5 Galiño</b>	21/07/2015	622761	4841295	2	0	1.8
3	Viveiro	<b>6 Viveiro</b>	22/05/2015	614400	4839500	3	0	27
4	Barqueiro	<b>7 Caolín</b>	08/05/2015	606700	4844100	1.5	5	10
4	Barqueiro	<b>8 Vidreiro</b>	08/05/2015	606678	4843842	1.5	0	10
5	Ortigueira	<b>9 Ortigueira</b>	18/05/2015	591557	4836707	+1	5	38
5	Ortigueira	<b>10 Sismundi</b>	18/05/2015	590439	4839254	+0.5	5	38
6	Ferrol	<b>11 Ensenada de S.Felipe</b>	12/06/2014	558865	4813062	2	5	21
6	Ferrol	<b>12 Ensenada de S.Felipe 2</b>	21/07/2014	558869	4813035	2	1	21
6	Ferrol	<b>13 San Felipe</b>	30/04/2014	557926	4812621	1	5	21
6	Ferrol	<b>14 Torpedera</b>	13/06/2014	557694	4812530	1	5	21
6	Ferrol	<b>15 Piedra de la Reina</b>	21/07/2014	556930	4811650	1.5	5	21
6	Ferrol	<b>16 Caballitos</b>	13/06/2014	556595	4811517	3	5	21
6	Ferrol	<b>17 Cariño</b>	15/05/2014	555238	4813217	1	0	21
7	Ares-Betanzos	<b>18 Ares</b>	17/06/2014	561329	4808283	0.5	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>19 Ares2</b>	22/07/2014	561657	4808608	0.5	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>20 Redes</b>	17/06/2014	564542	4808076	1	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>21 Sada 1 (dique)</b>	24/07/2014	561105	4800548	1	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>22 Sada 2 (río)</b>	24/07/2014	561075	4800240	0.5	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>23 Sada 3</b>	03/06/2016	561324	4800364	1.5	5	73
7	Ares-Betanzos	<b>24 Gandario</b>	03/06/2016	562562	4799295	0.5	1	73
8	Coruña	<b>25 Canabal</b>	04/05/2014	553200	4804600	1	0	19
9	Camariñas	<b>26 Camariñas</b>	28/04/2014	0483963	4775377	1.5	5	15
10	Corcubión	<b>27 Caneliñas</b>	27/04/2017	487302	4751198	2	1	112
10	Corcubión	<b>28 Miñarzos</b>	21/07/2016	488887	4739123	?	0	112
11	Muros-Noia	<b>29 San Francisco</b>	11/03/2016	493768	4733599	?	0	120
12	Arousa	<b>30 Cortegada 1</b>	07/07/2016	517537	4718735	0.3	5	252
12	Arousa	<b>31 Cortegada 2</b>	07/07/2016	518353	4718989	+0.2	5	252
12	Arousa	<b>32 Estruxeira</b>	03/07/2015	513335	4704491	+0.5	5	252
12	Arousa	<b>33 Beiro</b>	03/07/2015	513412	4703714	0	5	252
12	Arousa	<b>34 Os Baños</b>	03/07/2015	512893	4703346	1	5	252
12	Arousa	<b>35 Sálvora</b>	20/07/2016	499779	4702102	2	5	252
13	Pontevedra	<b>36 Placeres (C-P2)</b>	19/07/2016	526359	4695988	0.5	1	141
13	Pontevedra	<b>37 Agüete</b>	19/07/2016	522091	4691576	4	1	141
14	Aldán	<b>38 Castiñeiras</b>	18/06/2015	513393	4681797	4	5	8
14	Aldán	<b>39 Con de Sestadelo</b>	18/06/2015	514632	4681222	2	5	8
15	Ens. San Simón	<b>40 Punta Pesqueira</b>	30/05/2016	531666	4686449	2	5	22.5
15	Ens. San Simón	<b>41 Soutoxuste</b>	30/05/2016	531621	4685824	2	5	22.5
15	Ens. San Simón	<b>42 Punta do Cabalo</b>	08/04/2016	529871	4685851	+0.5	5	22.5
15	Ens. San Simón	<b>43 Sta. Cristina Norte</b>	08/04/2016	528980	4685336	+0.5	1	22.5
15	Ens. San Simón	<b>44 Sta. Cristina</b>	08/04/2016	528385	4684870	0.5	5	22.5
15	Ens. San Simón	<b>45 Pousada</b>	08/04/2016	528222	4683673	+0.5	5	22.5
15	Ens. San Simón	<b>46 Cesantes</b>	08/04/2016	531027	4684370	+0.5	0	22.5
16	Vigo	<b>47 Cangas</b>	02/04/2017	517787	4678882	1.5	1	145
16	Vigo	<b>48 Bouzas</b>	20/06/2016	519908	4674722	0	5	145
16	Vigo	<b>49 Museo del Mar</b>	20/06/2016	519119	4674822	1	5	145
16	Vigo	<b>50 Alcabre</b>	20/06/2016	518650	4674556	0.5	0	145
16	Vigo	<b>51 Canido</b>	20/06/2016	516438	4671404	0.5	5	145
16	Vigo	<b>52 Toralla</b>	23/06/2016	516620	4672191	0.5	5	145
17	Baiona	<b>53 Portocelo</b>	06/07/2016	513320	4666155	4	5	8.5
17	Baiona	<b>54 Panxón</b>	06/07/2016	514603	4665590	1.5	5	8.5
17	Baiona	<b>55 Ladeira</b>	07/07/2016	514390	4663095	0.5	1	8.5

# Capítulo 1

## Biología y distribución de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

---



## Introducción

Las praderas marinas se distribuyen globalmente y desempeñan un papel importante en los sistemas marinos bentónicos, ya que estabilizan los sedimentos, participan en el ciclo de los nutrientes, proporcionan el sustrato para el asentamiento de organismos bentónicos que aumentan la biodiversidad y son áreas de cría para numerosas especies (Duarte 2002, Orth *et al.* 2006, Short *et al.* 2007). Además, las praderas de fanerógamas marinas producen grandes cantidades de biomasa si se comparan con las comunidades planctónicas o con otras comunidades de fondos blandos (Duarte & Chiscano 1999, Green & Short 2003).

*Zostera marina* posee la distribución más amplia del conjunto de fanerógamas y es la tercera especie formadora de praderas más estudiada a nivel mundial (Duarte 1999). Es la especie dominante en las praderas de las costas templadas del hemisferio norte y está distribuida tanto en las costas del Atlántico y del Pacífico, así como en el Mediterráneo (den Hartog 1970, Short *et al.* 2007). En la costa atlántica del norte de Europa, *Z. marina* se encuentra principalmente en el submareal, pero también puede encontrarse en el intermareal inferior (Hily *et al.* 2003). *Z. marina* ha sido registrada en Islandia, Escandinavia, los Países Bajos, las islas británicas y Francia (Davidson *et al.* 1998, Hily *et al.* 2003, Dale *et al.* 2007, Boström *et al.* 2014).

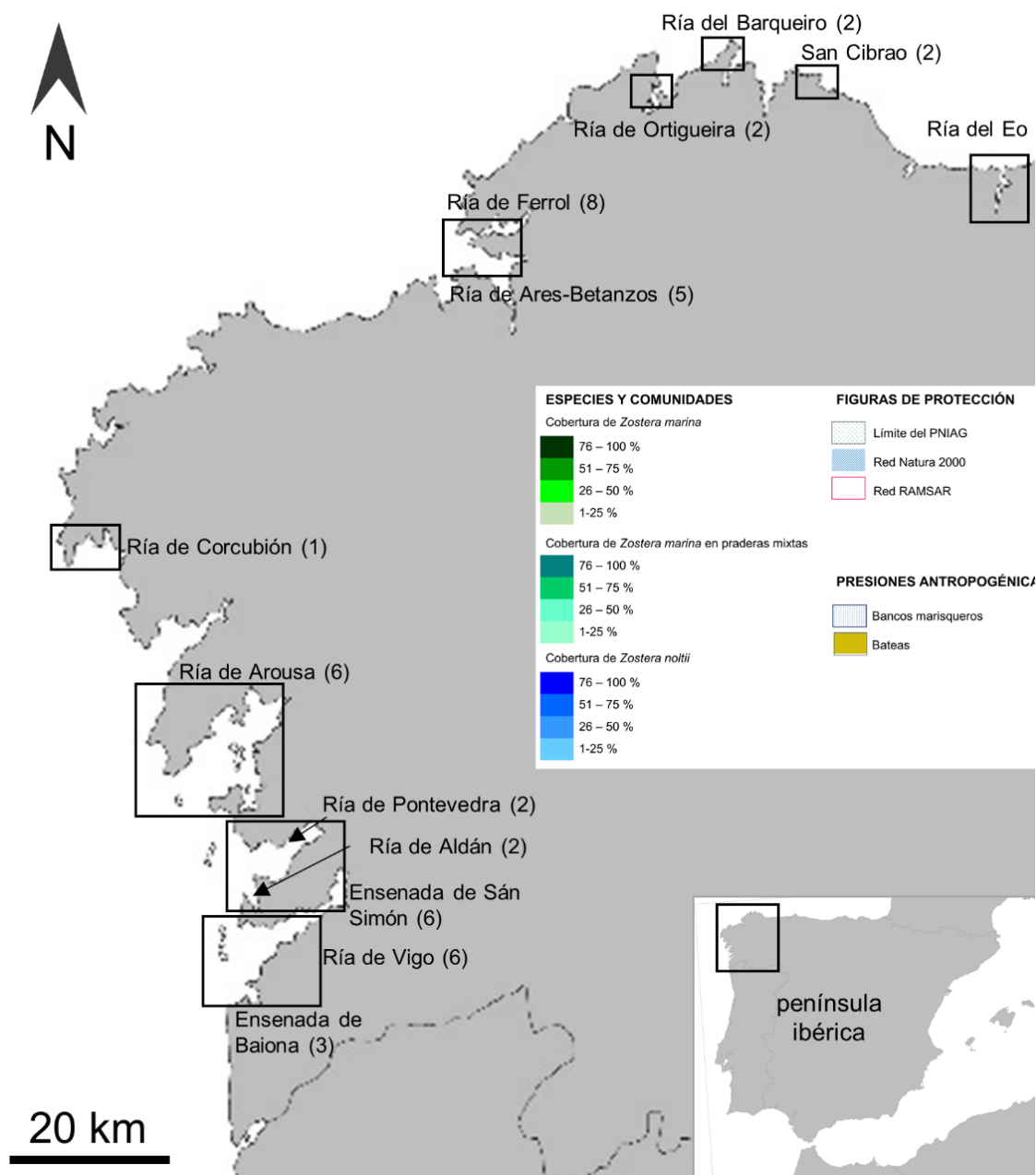
La costas norte y oeste del Atlántico de la península ibérica están caracterizadas por una elevada exposición al oleaje, por lo que *Zostera marina* está restringida a los estuarios disponibles. En la costa norte (Asturias y Cantabria), las praderas de *Z. marina* están restringidas a cuatro pequeños estuarios (Eo, Villaviciosa, bahía de Santander y marismas de Santoña) (Bueno Sánchez *et al.* 2015, Ondiviela *et al.* 2015, Vázquez *et al.* 2014, GESHA 2005). De un modo similar, en el centro y sur de Portugal la distribución de *Z. marina* está actualmente restringida a Lagoa de Óbidos y Ría Formosa (Cunha *et al.* 2013). Por el contrario, las características ambientales del noroeste de España difieren notablemente respecto a las costas norte y oeste, ya que la línea de costa alterna costas abiertas con rías que proporcionan gradientes de exposición al oleaje y permiten el desarrollo de mayores extensiones de praderas de *Z. marina* (Cacabelos *et al.* 2015b). La distribución y características de las praderas de *Z. marina* en el noroeste ibérico ha sido escasamente estudiado, a pesar de que el primer registro florístico data de principios del siglo XX (Miranda 1934). Los pocos trabajos disponibles se centran en áreas geográficas reducidas, en aspectos faunísticos o son el resultado de trabajos generales sobre flora marina. Sin embargo, la distribución y la biología de las praderas del noroeste de la península ibérica no ha sido estudiada específicamente, a pesar de que la información cartográfica es una herramienta esencial para la monitorización y gestión de las praderas.

Los objetivos de este estudio sobre *Zostera marina* en el noroeste de España son: (i) elaborar una cartografía incluyendo su distribución actual, así como el área de distribución potencial estimada y (ii) caracterizar sus principales características biológicas.

## Metodología específica

### Área de estudio

El área de muestreo se dividió en 14 sectores (Fig. 8) que corresponden a diferentes rías o ensenadas (Ría del Eo, San Cibrao, Ría de Barqueiro, Ría de Ortigueira, Ría de Ferrol, Ría de Ares-Betanzos, Ría de Camariñas, Ría de Corcubión, Ría de Arousa, Ría de Pontevedra, Ría de Aldán, Ensenada de San Simón, Ría de Vigo y Ensenada de Baiona).

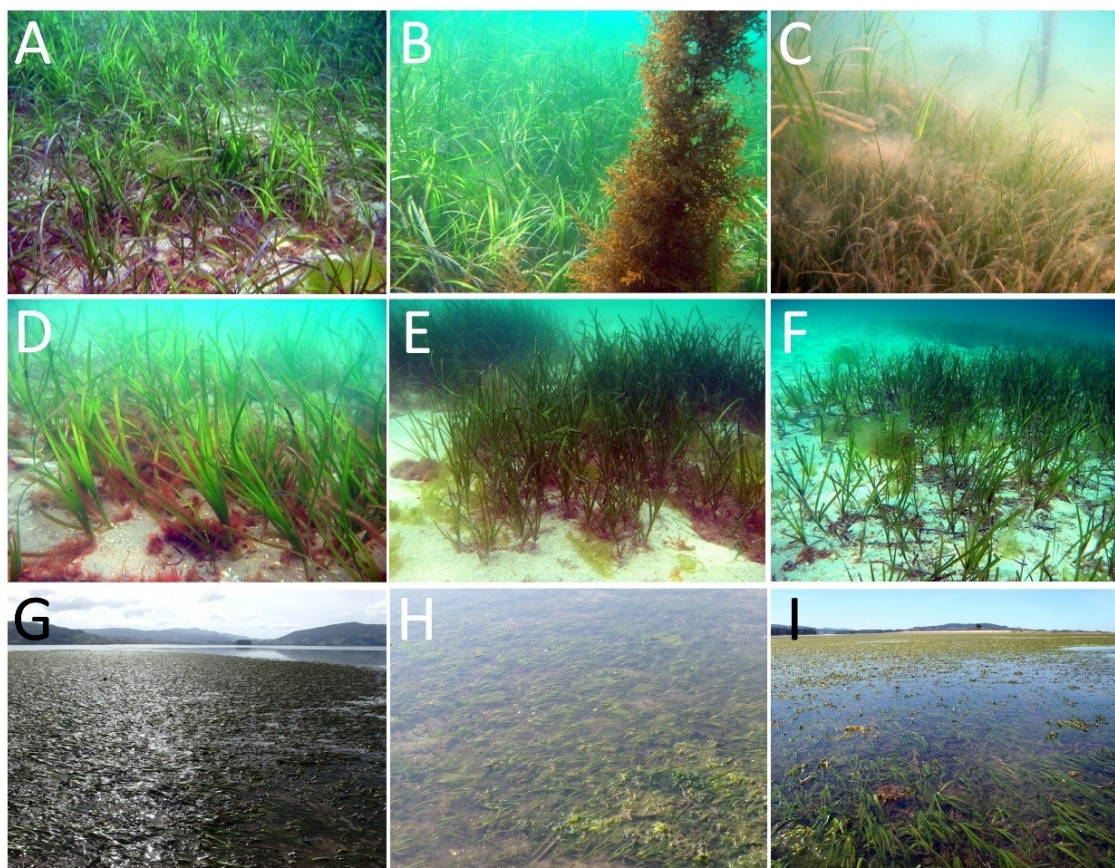


**Figura 8.** Área de estudio y sectores delimitados (rectángulos) indican las praderas de *Zostera marina*. Los números entre paréntesis indican las praderas en cada sector. El centro del mapa contiene la leyenda para las figuras 10-18.



## Diseño experimental

Para construir los mapas de distribución de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico, diseñamos una estrategia de muestreo considerando la información previamente publicada. Primero, muestreamos los sitios donde *Z. marina* se había registrado previamente (Cacabelos *et al.* 2015b) para verificar la persistencia de las praderas y establecer sus límites actuales. Posteriormente, seleccionamos 15 localidades que fueron exploradas para detectar praderas que potencialmente no habían sido muestreadas antes. La selección de nuevas localidades se basó en las características del hábitat (profundidad, exposición al oleaje y tipo de sustrato) después de estudiar las cartas de navegación (Fig. 9).



**Figura 9.** Praderas de *Zostera marina* del noroeste ibérico submareales con elevada cobertura (A-B), mixta con *Z. noltei* (C), fragmentadas con baja cobertura (D-F), intermareales (G-I).

Los muestreos fueron llevados a cabo desde abril de 2014 hasta agosto de 2017, y cada muestreo consistió en dos fases. Primero, se realizó un muestreo visual desde la embarcación. Una vez que se detectaba una pradera de *Zostera marina*, se establecían sus límites mediante sus coordenadas geográficas utilizando un GPS portátil 60 Garmin®. Después, se trazaron transectos a lo largo de la pradera para estimar el porcentaje de cobertura de *Z. marina*, y *Z. noltei* cuando existía, así como para verificar el tipo de sustrato (fango, arena o roca) y la profundidad. Posteriormente, se muestreaba cada pradera mediante buceo autónomo para estudiar las características de *Z. marina*. Definimos pradera como cada parcela de fanerógamas

marinas separada de otras parcelas por afloramientos rocosos o por al menos 50 metros de sustrato sin vegetación. Para asegurar la conservación de la pradera muestreada y evitar su eliminación, sólo se recolectaron muestras cuando superaban un tamaño mínimo ( $> 4 \text{ m}^2$ ). Cinco cuadrados de  $0.25 \text{ m}^2$  fueron distribuidos al azar a lo largo de un transecto de longitud variable en función del tamaño de la pradera (Duarte & Kirkman, 2001) y el porcentaje de cobertura de *Z. marina* fue estimado visualmente. La densidad ( $\text{n}^\circ$  de haces  $\cdot \text{m}^{-2}$ ) se midió contando el número de haces vivos dentro de 5 subcuadrados de  $0.0625 \text{ m}^2$ , situados dentro de los 5 cuadrados ( $0.25 \text{ m}^2$ ). Además, en cada cuadrado de  $0.25 \text{ m}^2$ , se recogieron 10 haces para estudiar su biometría en el laboratorio (longitud de la hoja y anchura) y comprobar su estado reproductor.

### **Cartografía y mapas de distribución**

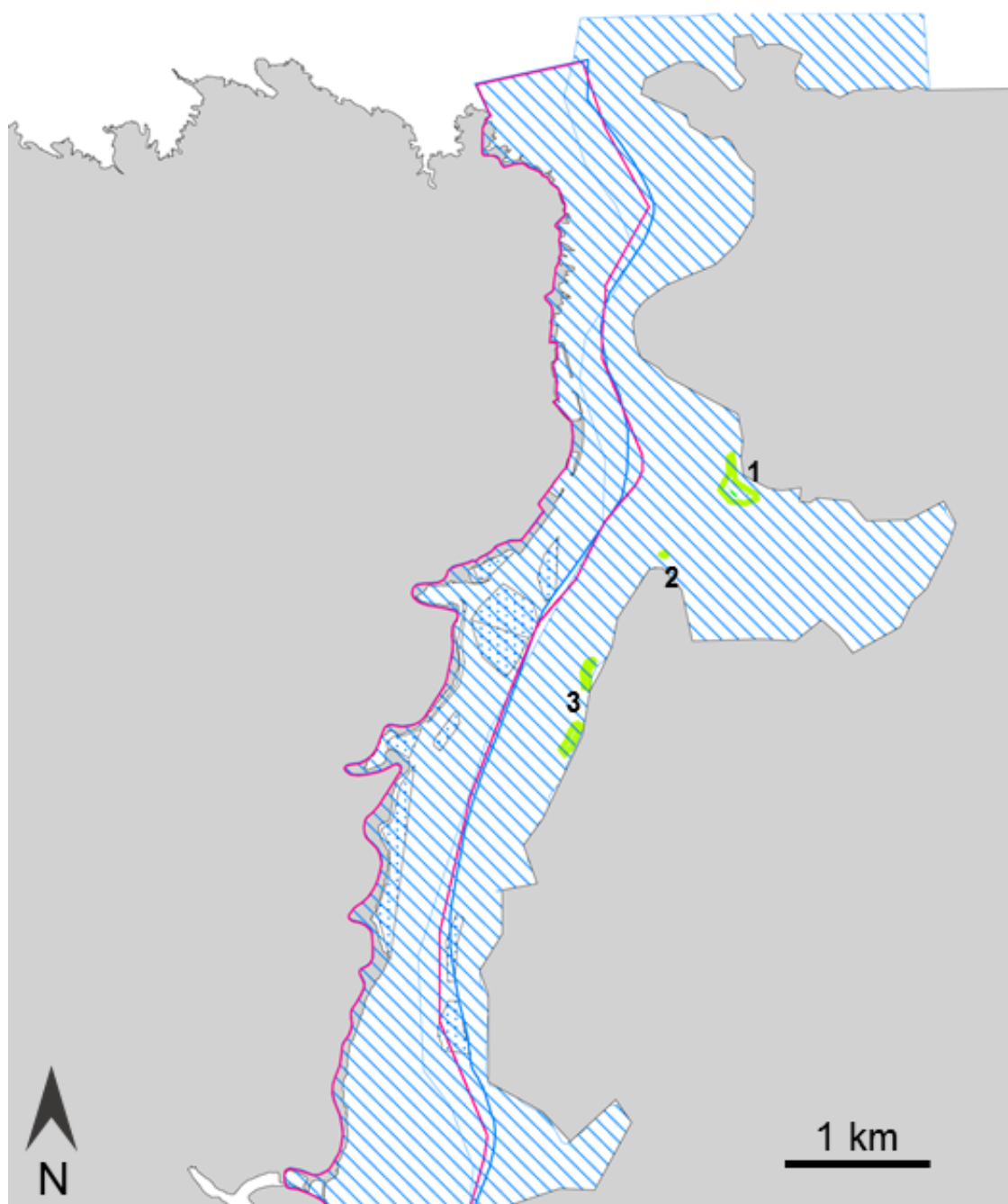
En los mapas se incluyó la distribución de *Zostera. marina* considerando los límites de las praderas descritos en la sección anterior. Para cada pradera se indicó la cobertura de *Z. marina* en base a las estimaciones obtenidas desde la embarcación. La cobertura se asignó a cuatro clases: 1-25%, 26-50%, 51-75% y 76-100%. Se definió el área potencial como el área adyacente a las praderas de *Z. marina* en la cual la especie está ausente pero su aparición podría ocurrir. Esas áreas fueron definidas en base a las condiciones ambientales requeridas para el desarrollo de *Z. marina*: tipo de sustrato (fango, arena fangosa o arena), exposición al oleaje (media a baja) y nivel marea y profundidad (+1 - 4 m de profundidad). Además, en los mapas se incluyó información como la presencia de áreas marinas protegidas, actividades acuícolas (bateas de mejillón), áreas de marisqueo intensivo (tanto a pie y desde embarcación) y la construcción de estructuras costeras relevantes (puertos) fueron trazadas utilizando ArcView GIS. Las capas de áreas marinas protegidas y las de las áreas acuícolas y de marisqueo fueron obtenidas de Peña Freire (2010).

## Resultados

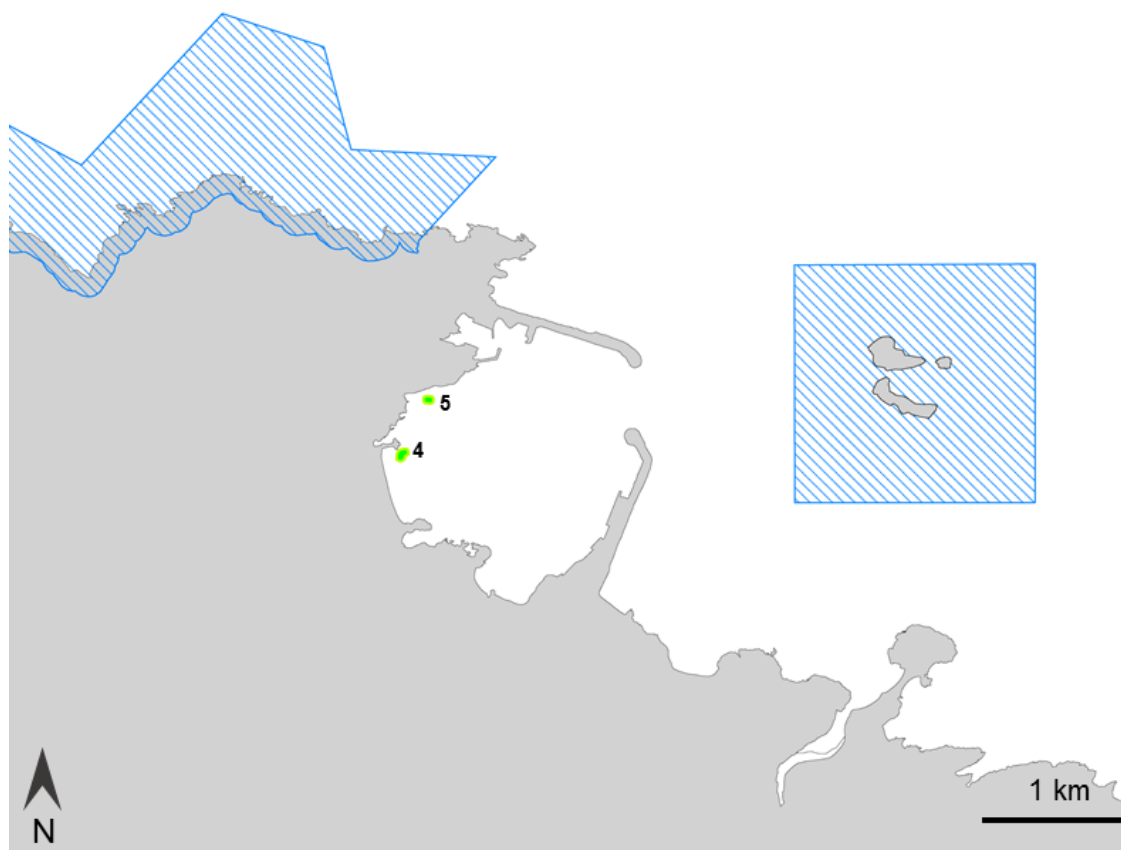
### Distribución de las praderas de *Zostera marina*

Un total de 48 praderas de *Zostera marina* se delimitaron en 13 sectores (Figs. 10-18): Ría del Eo (3), San Cibrao (2), Ría del Barqueiro (2), Ría de Ortigueira (2), Ría de Ferrol (8), Ría de Ares-Betanzos (5), Ría de Corcubión (1), Ría de Arousa (6), Ría de Pontevedra (2), Ría de Aldán (2), Ensenada de San Simón (6), Ría de Vigo (6) y Ensenada de Baiona (3). Entre ellas, 35 corresponden a praderas previamente conocidas, mientras que 13 fueron detectadas por primera vez en este estudio: Ría de Ferrol (pradera 13 y 14), Ría de Corcubión (23), Ría de Pontevedra (31), Ría de Aldán (32), Ensenada de San Simón (38), Ría de Vigo (40-43) y Ensenada de Baiona.

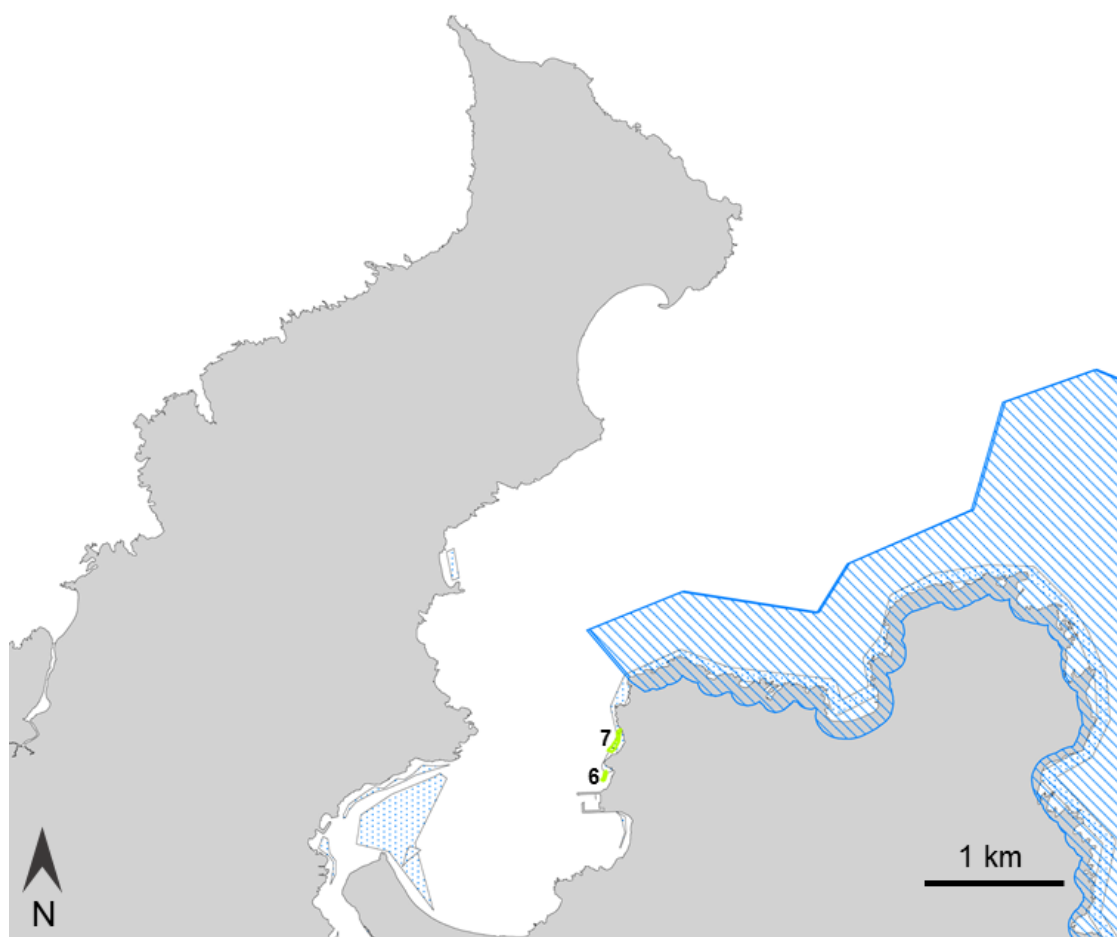
Las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica ocupan un área total de 5.80 km<sup>2</sup> (Tabla 2). El 69% de la extensión total fue registrada en la Ría de Arousa (4.02 km<sup>2</sup>), seguida por la Ensenada de San Simón (1.50 km<sup>2</sup>), y Ría de Ortigueira (0.17 km<sup>2</sup>). Se encontraron praderas desde la parte más interna hasta la zona media de las rías, ya que esta zona está protegida del oleaje. Las praderas de *Z. marina* fueron mayoritariamente submareales (75%, 27 praderas) alcanzando los 4 m de profundidad, y ocasionalmente intermareales (25%, 9 praderas) hasta +1 m (Tabla 2).



**Figura 10.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría del Eo. Las praderas 1 (Figueras), 2 (Castropol) y 3 (Fontela) están incluidas en la red Natura 2000.

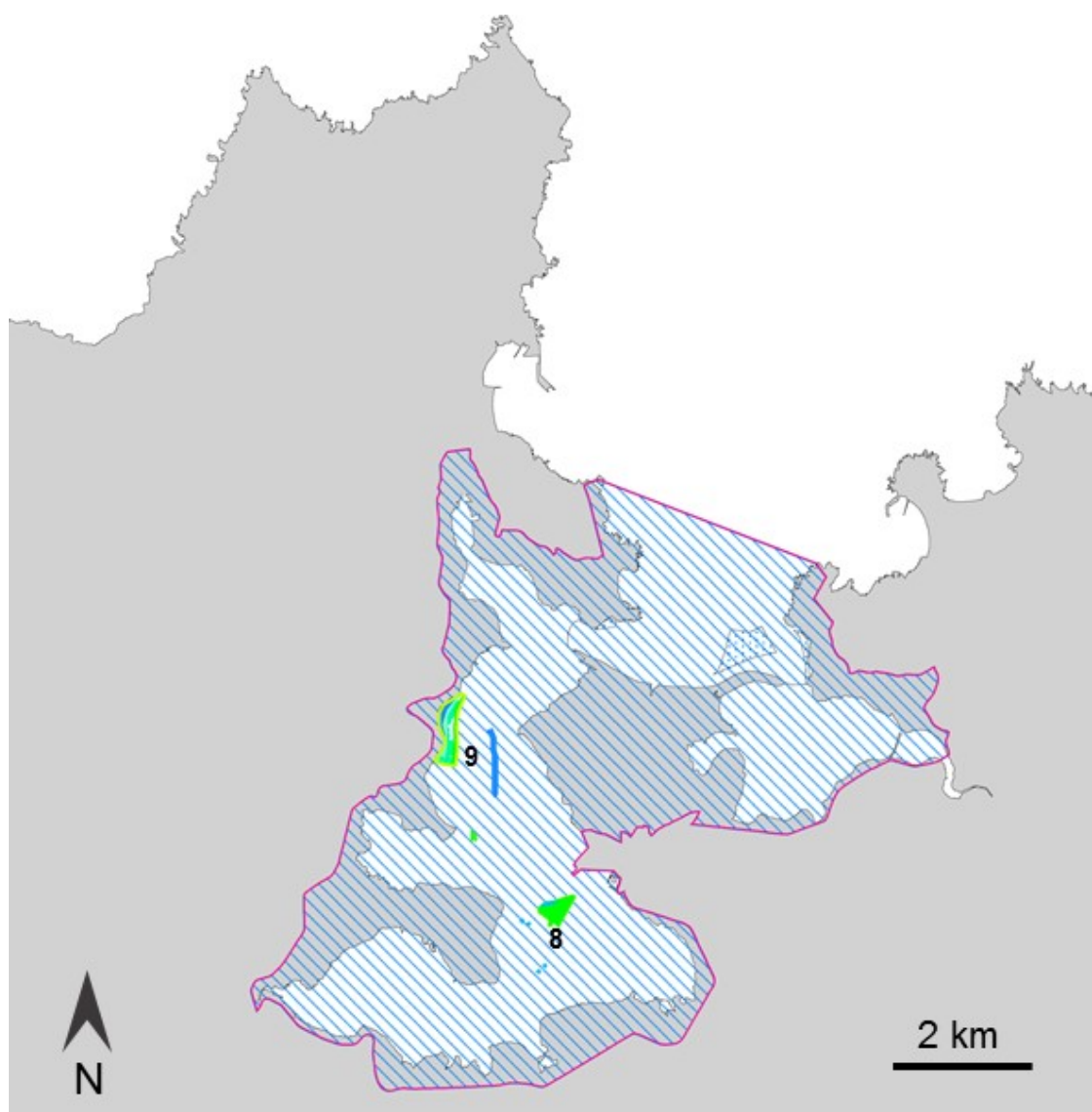


**Figura 11.** Distribución de *Zostera marina* en San Cibrao, conteniendo las praderas 4 (Playa Lago) y 5 (Galiño).

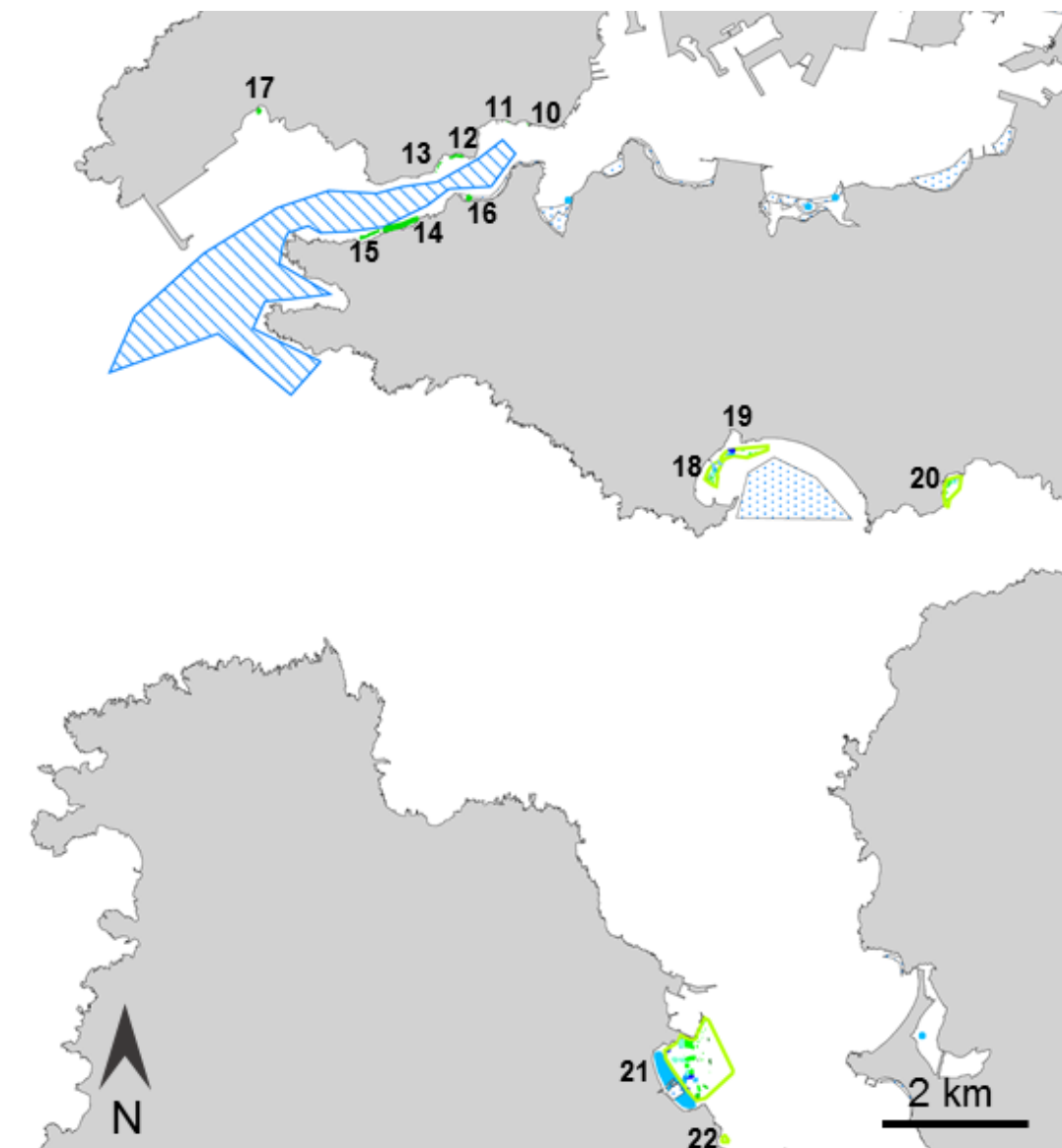


**Figura 12.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría del Barqueiro, incluyendo las praderas 6 (Caolín) y 7 (Vidreiro).



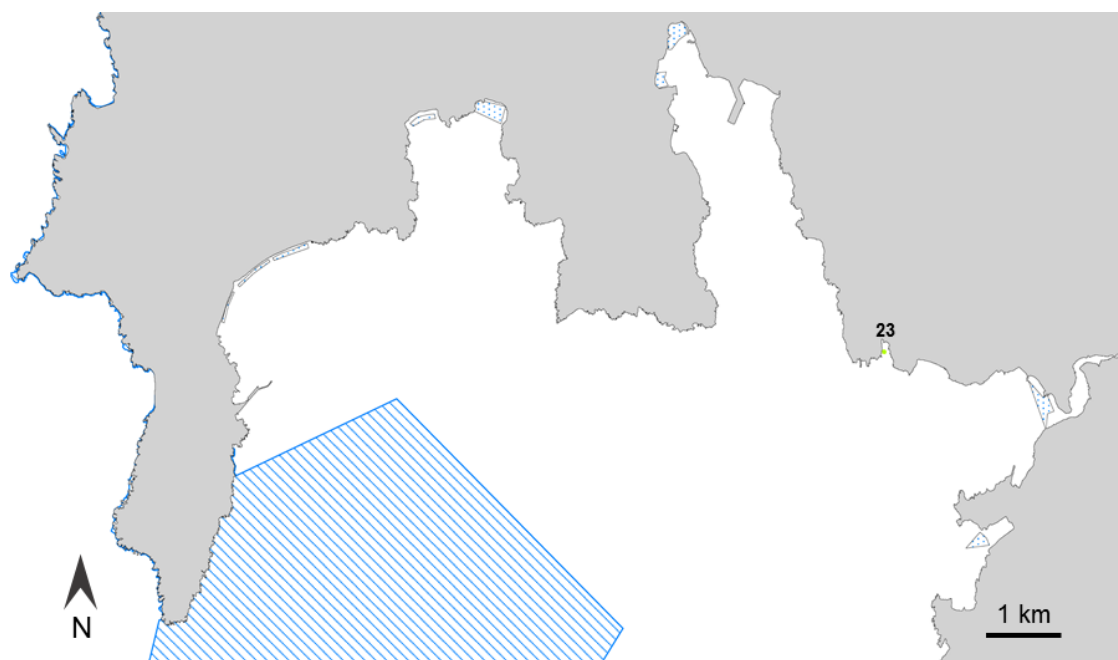


**Figura 13.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Ortigueira. Las praderas 8 (Ortigueira) y 9 (Sismundi) están incluidas en la red Natura 2000 y RAMSAR.

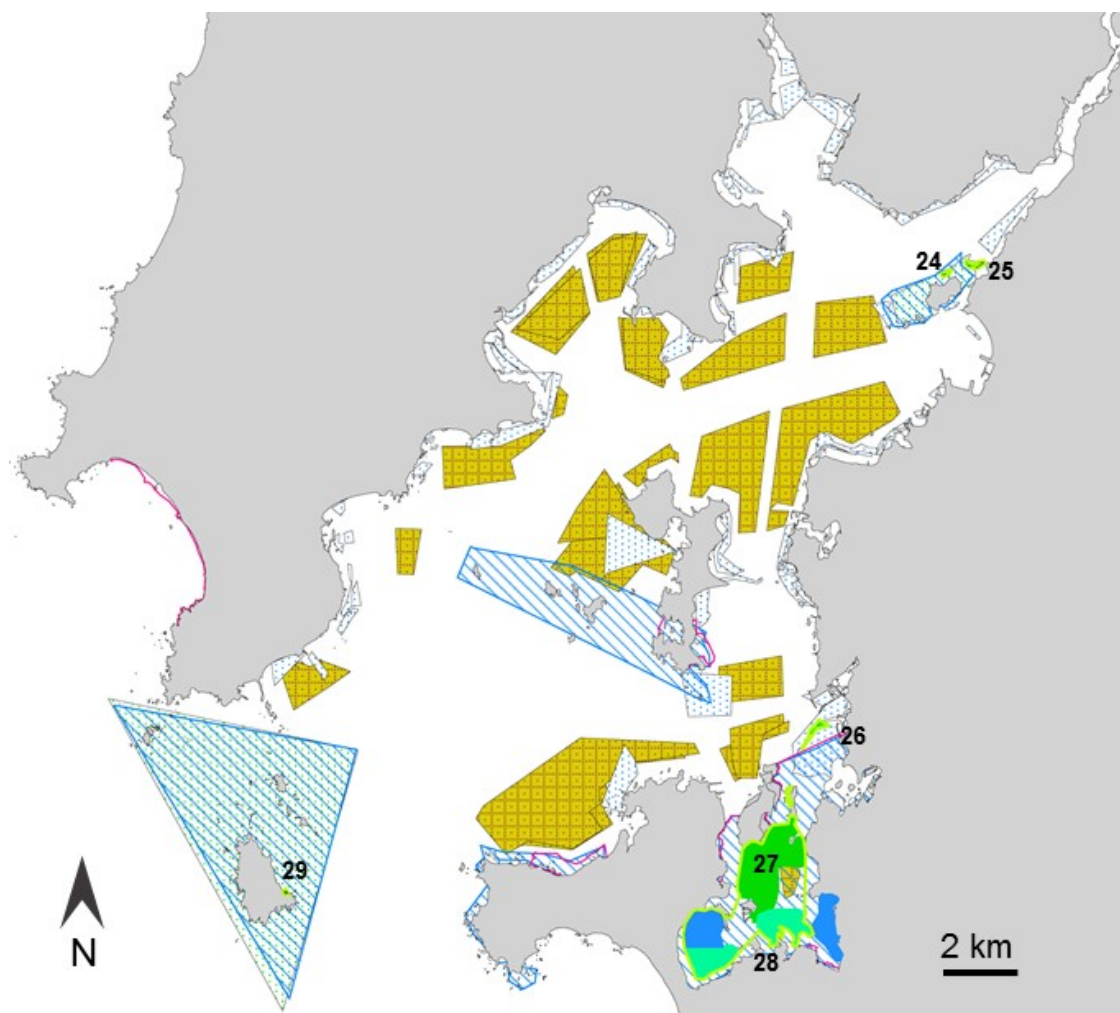


**Figura 14.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Ferrol y la Ría de Ares-Betanzos. Las praderas 10 (Ensenada de S. Felipe), 11 (Ensenada de S. Felipe 2), 12 (San Felipe), 13 (Torpedera), 14 (Piedra de la Reina), 15 (Caballitos), 16 (Palma) y 17 (Cariño) pertenece a la Ría de Ferrol. Las praderas 18 (Ares), 19 (Ares 2), 20 (Redes), 21 (Sada) y 22 (Gandario) pertenece a la Ría Ares-Betanzos. Algunas áreas en la Ría de Ferrol (zona rayada) están incluidas en la red Natura 2000.

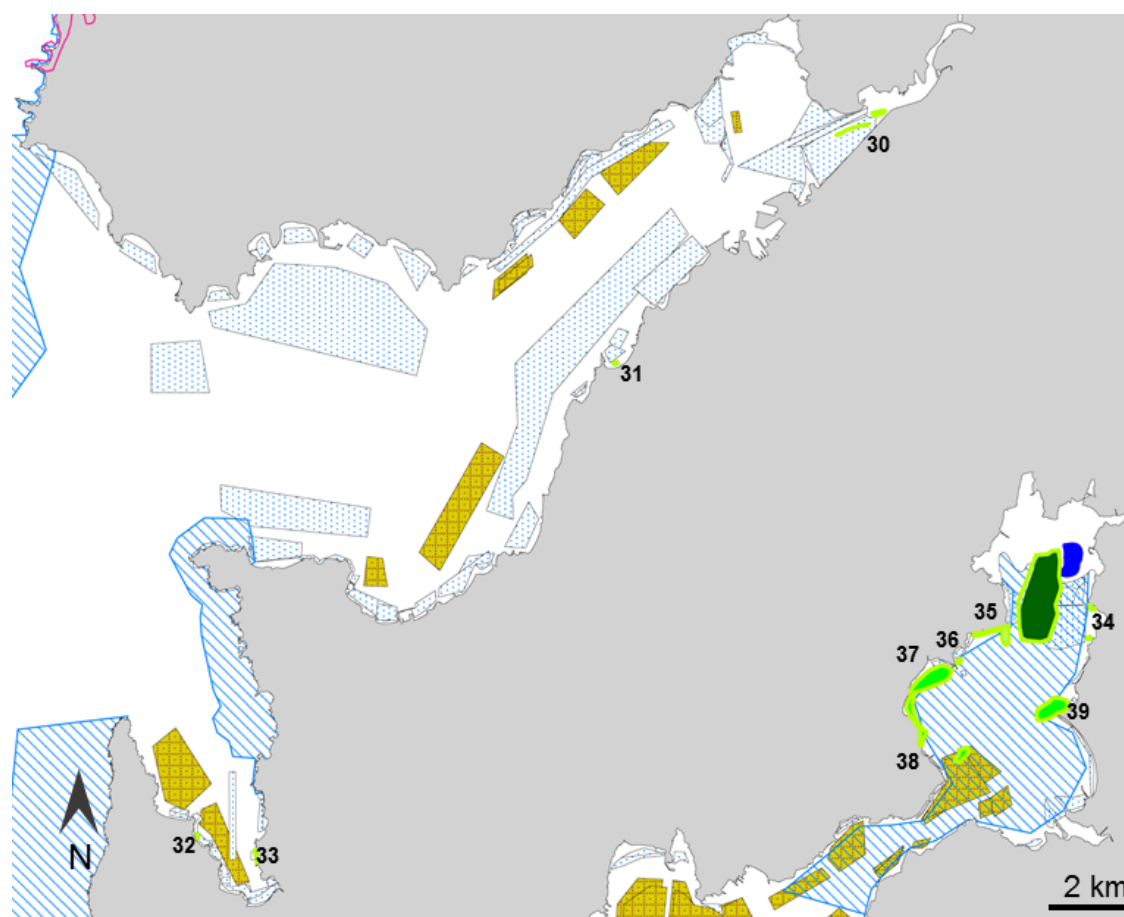




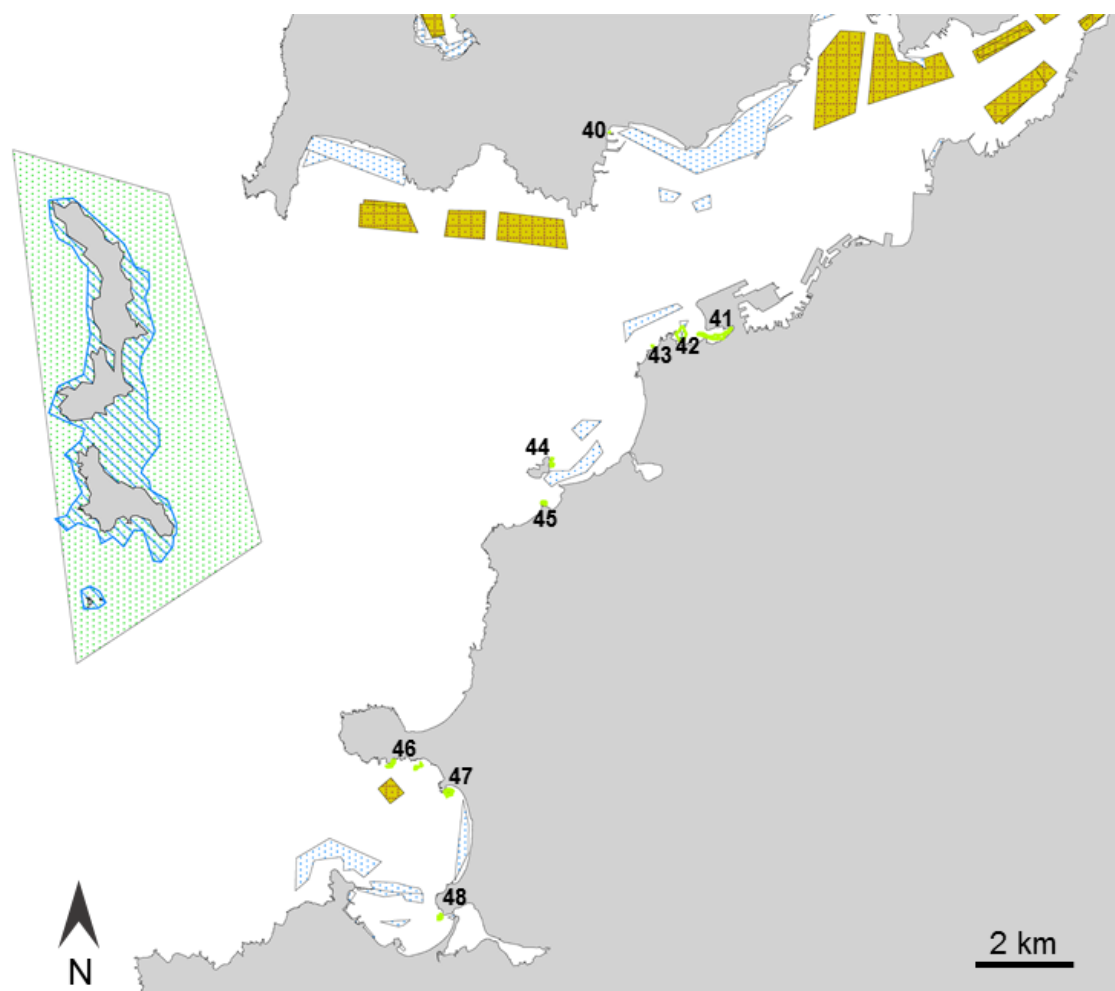
**Figura 15.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Corcubión, incluyendo la pradera 23 (Caneliñas).



**Figura 16.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Arousa. Las praderas 24 (Cortegada 1) y 29 (Sálvora) están incluidas en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. La pradera 25 (Cortegada 2) y 26 (Toxa norte) no están incluidas en ninguna figura de protección. Las praderas 27 (Toxa centro) y 28 (Toxa sur) pertenecen a la red Natura 2000 y RAMSAR.



**Figura 17.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Pontevedra, Ría de Aldán y Ensenada de San Simón (Ría de Vigo). Las praderas 30 (Placeres) y 31 (Agüete) están en la Ría de Pontevedra. Las praderas 32 (Castiñeiras) y 33 (Con de Sestadelo) están en la Ría de Aldán. Las praderas 34 (Punta Pesqueira/Soutoxuste), 35 (Punta do Cabalo) 36 (Sta. Cristina norte), 37 (Sta. Cristina), 38 (Pousada) y 39 (Cesantes) están en la Ensenada de San Simón que está protegida por la red Natura 2000.



**Figura 18.** Distribución de *Zostera marina* en la Ría de Vigo y en la Ensenada de Baiona. Las praderas 40 (Cangas), 41 (Bouzas), 42 (Museo del Mar), 43 (Alcabre), 44 (Toralla) y 45 (Canido) están en la Ría de Vigo. Las praderas 46 (Portocelo), 47 (Panhón) y 48 (Ladeira) están en la Ensenada de Baiona.

**Tabla 2.** Extensión y área potencial de *Zostera marina* en las praderas del noroeste ibérico. La extensión ocupada por cada clase de cobertura (1-25%, 26-50%, 51-75% y 76-100%) estimada sobre una embarcación se proporciona en m<sup>2</sup> y % de la extensión total para cada pradera. El área potencial de la extensión total para cada pradera se indica, así como la proporción de área potencial y área total (%). Los asteriscos indican las praderas que fueron seleccionadas para ser incluidas en los planes de conservación.

Fig.	Nº Localidad	Ria/Zona	Localidad	Area 1-25% (m <sup>2</sup> )	Area 26-50% (m <sup>2</sup> )	Area 51-75% (m <sup>2</sup> )	Area 76-100% (m <sup>2</sup> )	Area total (m <sup>2</sup> )	Cobertura 1-25% (%)	Cobertura 26-50% (%)	Cobertura 51-75% (%)	Cobertura 76-100% (%)	Área potencial (m <sup>2</sup> )	Área total / Área potencial (%)
6	1	del Eo	Figueras	817.42	577.28		1,394.70	1,394.70	58.61	41.39			26,548.41	5.25
6	2	del Eo	Castropol	67.42			67.42	67.42	100.00				427.27	15.78
6	3	del Eo	Fontela	7,281.28	53.55		7,334.83	7,334.83	99.27	0.73			15,326.80	47.86
7	*	San Cibrao	Playa Lago		3,082.22		3,082.22	3,082.22	100.00				4,330.03	71.18
7	5	San Cibrao	Galifo		1,942.78		1,942.78	1,942.78	100.00				2,662.65	72.96
8	*	Barqueiro	Cadín		87.04		750.78	750.78	11.59		28.03	60.37	5,315.11	14.13
8	7	Barqueiro	Vidreiro			101.49		101.49			100.00		1,107.28	9.17
9	8	Ortigueira	Ortigueira	596.49	71,882.69		72,479.18	72,479.18	0.82	99.18			91,215.21	79.46
9	9	Ortigueira	Sismundi	3,729.16	91,455.53		96,912.31	96,912.31	3.85	94.37	1.78		125,239.22	77.38
10	10	Ferrol	Ensenada de S.Felipe		21.91	11.43		55.98		39.14	20.42	40.44	350.74	15.96
10	11	Ferrol	Ensenada de S.Felipe 2	1.04	6.07	3.62		12.11	8.59	50.12	29.89	11.40	235.40	5.14
10	12	Ferrol	San Felipe		3,452.99	1,388.90	4,85.92	5,327.81		64.81	26.07	9.12	6,773.09	78.66
10	13	Ferrol	Torpedera		188.41	1,143.01	17.56	1,348.98		13.97	84.73	1.30	1,782.03	75.70
10	14	Ferrol	Piedra de la Reina	72.33	784.55	51.93	12.58	921.39	7.85	85.15	5.64	1.37	13,634.50	6.76
10	15	Ferrol	Caballitos	65.04	673.81	123.54	24.76	887.15	7.33	75.95	13.93	2.79	11,471.86	7.73
10	16	Ferrol	Palma		37.89	6.72	11.66	56.27		67.34	11.94	20.72	81.24	69.26
10	17	Ferrol	Carro	1.42	1.42		2.84	2.84	50.00	50.00			26.12	10.87
10	*	Ares-Belanzos	Ares	1,420.66	4,895.03	1,067.13	334.61	7,717.43	18.41	63.43	13.83	4.34	37,249.89	20.72
10	*	Ares-Belanzos	Ares2	2,824.05	919.68		3,743.73	3,743.73	75.43	24.57			56,641.19	6.61
10	*	Ares-Belanzos	Redes	1,507.48	6,447.81	1,267.45	9,222.74	16.35	69.91	13.74			55,250.09	16.69
10	*	Ares-Belanzos	Sada	3,330.03	28,082.29	2,074.20	1,885.54	35,353.06	9.42	79.43	5.87	5.28	553,785.28	6.27
10	22	Ares-Belanzos	Gandario	908.70			908.70	908.70	100.00				5,464.15	16.63
11	*	Corcubión	Caneliñas	192.95			192.95	192.95	100.00				442.56	43.60
12	24	Arousa	Corlegada 1		1,762.71		812.24	2,574.95		68.46		31.54	12,008.46	21.44
12	25	Arousa	Corlegada 2		1,869.15		4,606.61	6,497.76		29.07		70.93	43,794.88	14.84
12	26	Arousa	Toxa norte		7,671.05		7,671.05	7,671.05		100.00			36,238.95	21.17
12	27	Arousa	Toxa centro		5,675.98	366.08	143.06	6,907.56	10.46	82.17	5.30	2.07	22,288.31	30.99
12	28	Arousa	Toxa sur	722.44	3,986,272.58		3,986,272.58	3,986,272.58		100.00			9,065,246.54	44.07
12	29	Arousa	Salvora				1,929.06	1,929.06				100.00	4,056.01	47.56
13	*	Pontevedra	Placeres	2,902.96	2,081.18		4,984.14	4,984.14	58.24				36,419.17	13.69
13	*	Pontevedra	Agüete	1,182.59			1,182.59	1,182.59	100.00				2,479.26	47.70
13	*	Aldán	Castiñeiras	595.71	135.05		730.76	730.76	81.52	18.48			4,032.80	18.12
13	*	Aldán	Con de Sestalelo	429.53	786.95	33.44	1,229.92	34.92	62.36		2.72		7,528.11	16.34
13	34	Ens. San Simón	Punta Pesqueira / Soutoxoste	820.47	1,943.46		3,687.26	22.25	50.00			27.75	7,529.07	48.97
13	35	Ens. San Simón	Punta do Cabalo	49,213.99			1,037,882.40	1,087,096.39	4.53			95.47	1,289,515.31	84.30
13	36	Ens. San Simón	Sta. Cristina Norte		980.02		960.02	960.02		100.00			5,123.74	18.74
13	37	Ens. San Simón	Sta. Cristina	243,549.71			243,549.71	243,549.71		100.00			326,505.77	74.59
13	38	Ens. San Simón	Pousada	17,748.17		700.16	17,748.17	17,748.17		100.00			43,660.72	40.66
13	39	Ens. San Simón	Cesantes	148,807.48			148,807.48	148,807.48		100.00			181,014.93	82.21
14	40	Vigo	Cangas	40.40			40.40	40.40	100.00				62.48	64.66
14	41	Vigo	Bouzas	413.39	4,884.54		6,739.31	6,739.31	6.13	72.48		21.39	37,097.79	18.17
14	*	Vigo	Museo del Mar	2,697.88	669.11		5,381.55	5,381.55	50.13	12.43	13.01	24.42	36,108.45	14.90
14	43	Vigo	Alcabre	203.05			203.05	203.05	100.00				310.48	65.40
14	44	Vigo	Toralla		2,432.87		2,432.87	2,432.87		100.00			5,194.10	46.84
14	45	Vigo	Canido	53.62	510.34		1,822.63	2.94	28.00			69.06	4,458.55	40.88
14	*	Balona	Portocelo	455.70	157.82		613.52	74.28	25.72				3,595.09	17.07
14	*	Balona	Panxón	146.57	132.37	522.57	4,370.99	3.35	3.03		11.96	81.66	10,879.19	40.18
14	48	Balona	Ladeira	217.14	102.60	29.52	349.26	62.17	29.38		8.45		3,791.52	9.21
			<b>Total</b>	<b>82,910.91</b>	<b>4,651,646.09</b>	<b>10,829.28</b>	<b>1,057,213.55</b>	<b>5,802,599.83</b>	<b>1.43</b>	<b>80.16</b>	<b>0.19</b>	<b>16.22</b>	<b>12,214,289.80</b>	<b>47.51</b>

**Tabla 3.** Características biológicas y ambientales de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico. La profundidad (Prof.) de la pradera (m); cobertura estimada mediante buceo autónomo (%  $\pm$  SD) y densidad de *Z. marina* (haces  $m^{-2} \pm$  SD); altura (cm  $\pm$  SD) y anchura (mm  $\pm$  SD) de las hojas de *Z. marina*; y presencia de flores (+) están indicados para cada pradera. Tres zonas fueron muestreadas en la pradera 21 (a, b y c).

Fig.	Nº localidad	Localidad	Extensión localidad (m <sup>2</sup> )	Ria/Zona	Extensión Ria/Zona (km <sup>2</sup> )	Prof. (m)	Cobertura <i>Z. marina</i> (%)	Densidad <i>Z. marina</i> (nº haces $m^{-2}$ )	Altura hoja <i>Z. marina</i> (cm)	Anchura hoja <i>Z. marina</i> (mm)	Presencia flores
6	1	Figueras	1394.70	del Eo	8.5	0	27 $\pm$ 2.74	96 $\pm$ 19.60	26.55 $\pm$ 7.09	5.67 $\pm$ 0.65	
7	4	Playa Lago	3082.22	San Cibrao	1.8	2	52 $\pm$ 16.43	320 $\pm$ 11.31	38.30 $\pm$ 9.38	5.53 $\pm$ 0.70	+
8	6	Caolín	750.78	Barqueiro	10	1.5	50 $\pm$ 10.00	122 $\pm$ 24.27	35.99 $\pm$ 7.89	6.07 $\pm$ 0.79	
9	8	Ortigueira	72479.18	Ortigueira	38	+1	42 $\pm$ 4.47	192 $\pm$ 19.60	23.01 $\pm$ 6.17	5.23 $\pm$ 0.93	+
9	9	Sismundi	96912.31	Ortigueira	38	+0,5	40 $\pm$ 7.07	336 $\pm$ 60.93	28.86 $\pm$ 8.05	6.10 $\pm$ 1.11	+
10	10	Ensenada de	55.98	Ferrol	21	2	68 $\pm$ 10.95	173 $\pm$ 17.53	52.43 $\pm$ 17.41	6.21 $\pm$ 1.25	+
10	12	San Felipe	5327.81	Ferrol	21	1	36 $\pm$ 15.17	186 $\pm$ 24.27	41.55 $\pm$ 12.60	6.74 $\pm$ 1.07	+
10	13	Torpedera	1348.98	Ferrol	21	1	47 $\pm$ 21.68	166 $\pm$ 38.53	43.58 $\pm$ 14.69	6.51 $\pm$ 1.01	
10	14	Piedra de la Reina	921.39	Ferrol	21	1,5	70 $\pm$ 7.07	189 $\pm$ 62.38	62.01 $\pm$ 11.34	6.68 $\pm$ 0.99	
10	15	Caballitos	887.15	Ferrol	21	3	54 $\pm$ 19.49	90 $\pm$ 14.31	47.95 $\pm$ 10.80	7.16 $\pm$ 1.09	
10	18	Ares	7717.43	Ares-Betanzos	73	0,5	68 $\pm$ 8.37	202 $\pm$ 38.53	28.67 $\pm$ 4.20	4.86 $\pm$ 0.61	
10	19	Ares2	3743.73	Ares-Betanzos	73	0,5	27 $\pm$ 13.04	77 $\pm$ 17.53	38.44 $\pm$ 7.10	5.74 $\pm$ 0.69	
10	20	Redes	9222.74	Ares-Betanzos	73	1	48 $\pm$ 17.89	96 $\pm$ 22.63	40.27 $\pm$ 7.36	5.48 $\pm$ 0.85	+
10	21a	Sada 1 (dique)		Ares-Betanzos	73	1	27 $\pm$ 4.47	70 $\pm$ 18.24	41.51 $\pm$ 6.45	6.25 $\pm$ 0.60	
10	21b	Sada 2 (río)	35353.06	Ares-Betanzos	73	0,5	32 $\pm$ 5.70	83 $\pm$ 13.39	64.03 $\pm$ 10.89	6.50 $\pm$ 0.69	+
10	21c	Sada 3		Ares-Betanzos	73	1,5	66 $\pm$ 2.97	198 $\pm$ 47.46	39.70 $\pm$ 5.07	5.49 $\pm$ 0.51	
-	-	Camariñas	31.77	Camariñas	15	1,5	54 $\pm$ 18.17	278 $\pm$ 60.50	22.44 $\pm$ 6.87	5.50 $\pm$ 1.04	+
12	24	Cortegada 1	2574.95	Arousa	252	0.3	46 $\pm$ 1.14	86 $\pm$ 18.24	72.65 $\pm$ 15.43	6.97 $\pm$ 1.17	
12	25	Cortegada 2	6497.76	Arousa	252	+0,2	42 $\pm$ 2.70	134 $\pm$ 43.23	54.70 $\pm$ 9.66	7.05 $\pm$ 0.98	+
12	26	Estruxeira		Arousa	252	+0,5	40 $\pm$ 7.07	150 $\pm$ 26.77	19.96 $\pm$ 2.27	6.50 $\pm$ 0.77	+
12	27	Beiro	7671.05	Arousa	252	0	80 $\pm$ 0.00	349 $\pm$ 30.78	23.87 $\pm$ 4.04	6.83 $\pm$ 0.65	+
12	28	Os Baños	6907.56	Arousa	252	1	58 $\pm$ 19.24	106 $\pm$ 36.83	36.93 $\pm$ 7.12	8.33 $\pm$ 0.99	
12	29	Sálvora	1929.06	Arousa	252	2	66 $\pm$ 1.92	173 $\pm$ 30.78	49.71 $\pm$ 7.08	7.17 $\pm$ 0.90	+
13	32	Castiñeiras	730.76	Aldán	8	4	28 $\pm$ 8.37	198 $\pm$ 29.07	26.37 $\pm$ 3.82	6.16 $\pm$ 0.69	+
13	33	Con de Sestadelo	1229.92	Aldán	8	2	50 $\pm$ 10.00	272 $\pm$ 25.30	51.67 $\pm$ 8.81	7.02 $\pm$ 0.91	
13	34a	Punta Pesqueira		Ens. San Simón	22.5	2	80 $\pm$ 3.11	211 $\pm$ 49.83	53.18 $\pm$ 9.07	6.58 $\pm$ 0.75	
13	34b	Soutoxuste	3687.26	Ens. San Simón	22.5	2	74 $\pm$ 2.97	170 $\pm$ 47.46	57.83 $\pm$ 8.78	6.79 $\pm$ 0.80	
13	35	Punta do Cabalo	1087096.39	Ens. San Simón	22.5	+0,5	60 $\pm$ 10.61	205 $\pm$ 13.39	40.08 $\pm$ 6.98	5.84 $\pm$ 0.92	
13	37	Sta. Cristina	243549.71	Ens. San Simón	22.5	0,5	38 $\pm$ 20.80	122 $\pm$ 29.07	45.14 $\pm$ 10.01	6.64 $\pm$ 1.11	
13	38	Pousada	17748.17	Ens. San Simón	22.5	+0,5	36 $\pm$ 15.57	160 $\pm$ 61.97	45.20 $\pm$ 10.34	6.64 $\pm$ 0.92	
14	41	Bouzas	6739.31	Vigo	145	0	54 $\pm$ 2.70	214 $\pm$ 43.23	30.68 $\pm$ 3.03	5.96 $\pm$ 0.48	
14	42	Museo del Mar	5381.55	Vigo	145	1	54 $\pm$ 3.08	160 $\pm$ 49.32	65.91 $\pm$ 9.03	6.42 $\pm$ 0.85	
14	44	Toralla	2432.87	Vigo	145	0.5	70 $\pm$ 5.64	390 $\pm$ 90.23	30.35 $\pm$ 6.74	6.12 $\pm$ 0.74	
14	45	Canido	1822.63	Vigo	145	0,5	62 $\pm$ 4.02	221 $\pm$ 64.40	48.96 $\pm$ 11.45	5.55 $\pm$ 0.65	+
14	46	Portocelo	613.52	Baiona	8.5	4	48 $\pm$ 2.97	182 $\pm$ 47.46	41.33 $\pm$ 8.88	5.85 $\pm$ 0.85	+
14	47	Panxón	4370.99	Baiona	8.5	1,5	50 $\pm$ 1.92	141 $\pm$ 30.78	37.30 $\pm$ 5.94	5.80 $\pm$ 0.82	+

## Biología de las praderas de *Zostera marina*

La cobertura (%) de *Zostera marina* (Tabla 3) tuvo valores medio-bajos (26-50%) en la mayor parte de la extensión (4.65 km<sup>2</sup>). Fue alta (76-100%) en 1.06 km<sup>2</sup>, mientras que los valores bajos (1-25%) y medio-altos (51-75%) fueron raros (0.08 km<sup>2</sup> y 0.01 km<sup>2</sup>, respectivamente). Los valores bajos (1-25%) y altos (76-100%) fueron más frecuentes en la Ensenada de San Simón, mientras que los valores medio-bajo (26-50%) y medio-alto (51-75%) fueron más frecuentes en la Ría de Arousa y la Ría de Ares-Betanzos, respectivamente.

La densidad de los haces de *Zostera marina* (Tabla 3) osciló entre 70-390 haces·m<sup>-2</sup>, con una media de 181.07 ± 79.60 haces·m<sup>-2</sup>. El tamaño de las hojas de *Z. marina* osciló entre 19.96-72.65 cm de longitud, con una media de 41.86 ± 13.18 cm (media ± SD, n=1800); y 4.86-8.33 mm de anchura, con una media de 6.28 ± 0.69 mm. Las flores de *Z. marina* fueron observadas en tan sólo 16 praderas (Tabla 3).

## Discusión

### Distribución de las praderas de *Zostera marina*

Este estudio proporciona por primera vez un mapeado completo de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. La información precisa de la distribución y el estado de conservación de las praderas de *Z. marina* es esencial para establecer políticas de gestión costera y programas de monitorización adecuados (Duarte *et al.* 2004). En total, 48 praderas de *Z. marina* fueron identificadas, de las cuales 13 habían pasado desapercibidas en estudios previos. Todas las praderas fueron localizadas dentro de rías, las cuales proporcionan la protección necesaria ante la acción del oleaje que permite el anclaje y persistencia de los rizomas de *Z. marina* en el sustrato blando.

Se detectó una elevada variabilidad en la extensión ocupada por *Zostera marina* entre los diferentes sectores del noroeste español que está probablemente relacionado con las diferencias en las características geográficas de la costa. Se encontraron praderas de mayor tamaño en los sectores del sur que los del norte, probablemente porque las rías y las ensenadas del sur son más extensas. Entre los sectores del sur, la Ría de Arousa cuenta con las mayores extensiones de *Z. marina*, particularmente alrededor de la isla de la Toxa (praderas 26-28) que crea una amplia área protegida que proporciona las condiciones idóneas para el desarrollo de *Z. marina* (Cacabelos *et al.* 2015b, Quintas 2005).

El noroeste de la península ibérica alberga el 61.5% (5.8 km<sup>2</sup> de un total de 9.439 km<sup>2</sup>) del total de la extensión conocida de praderas de *Zostera marina* en la península ibérica. Además del noroeste español, las praderas de *Z. marina* están presentes en Portugal (0.075 km<sup>2</sup>) y en tres regiones más de España: Andalucía (0.001 km<sup>2</sup> de *Z. marina*), Asturias (0.08 km<sup>2</sup>) y Cantabria (3.48 km<sup>2</sup>) (Ruiz *et al.* 2015, Cunha *et al.* 2013). Este estudio ha revelado que su extensión en el noroeste español había sido previamente subestimada en un 20% con respecto a Ruiz *et al.* (2015), evidenciando la importancia de desarrollar trabajos cartográficos detallados.



La extensión ocupada por las praderas de *Z. marina* en el Atlántico Norte Europeo es mucho mayor que en la península ibérica (340 km<sup>2</sup> en el oeste de Europa y 1480 km<sup>2</sup> en Noruega; Boström *et al.* 2014). Las notables diferencias en la extensión de las praderas se deben a la mayor disponibilidad de hábitats en el norte y la afinidad de *Z. marina* por las aguas frías. De hecho, la península ibérica es el área más meridional de esta especie (Hily *et al.* 2003). El calentamiento global está causando el desplazamiento de organismos marinos hacia latitudes más altas, que tienden a extinguirse en sus latitudes más bajas (Duarte *et al.* 2004). Es por ello que las poblaciones de *Z. marina* de la península ibérica son las más susceptibles en Europa a la extinción local debido al calentamiento global. La baja abundancia de *Z. marina* en la península ibérica y su riesgo de extinción hace que las praderas del noroeste español sean especialmente relevantes para la conservación de la especie debiendo ser consideradas en futuros planes de conservación para las praderas marinas. Sin embargo, las praderas de *Z. marina* de esta región no han sido incluidas en el informe OSPAR (OSPAR 2009).

### **Biología de las praderas de *Zostera marina***

La cobertura y densidad de *Zostera marina* son los bioindicadores más ampliamente empleados para monitorizar el estado de conservación de las praderas y detectar su degradación (Krause-Jensen *et al.* 2004). La ausencia de datos previos de las poblaciones del noroeste de España impide utilizarlos en la evaluación del estado de conservación de las praderas, pero este estudio proporciona una base para futuras monitorizaciones. Las praderas fragmentadas de *Z. marina* con valores de cobertura inferiores al 60% son generalmente más vulnerables y experimentan mayores pérdidas de biomasa durante episodios de perturbaciones oceanográficas que las praderas uniformes con mayores coberturas (Krause-Jensen *et al.* 2004). Una mayor cobertura confiere estabilidad ya que proporciona autoprotección (Olesen & Jensen 1994, Krause-Jensen *et al.* 2004). Por lo tanto, la mayoría de las praderas de *Z. marina* en el noroeste de España (80%) son vulnerables a las alteraciones físicas ya que su cobertura es del 26-50%.

La densidad de haces de las praderas del noroeste ibérico (70-390 haces·m<sup>-2</sup>) fue menor que las de la zona de transición Báltico-Atlántico (72-3948 haces·m<sup>-2</sup>; Boström *et al.* 2014), norte de España (328-1084 haces·m<sup>-2</sup>; Ondiviela *et al.* 2018) y Mediterráneo (216-1093 haces·m<sup>-2</sup>; Procaccini *et al.* 2003), pero fue similar a la de praderas del sur de España (220-402 haces·m<sup>-2</sup>; Rueda *et al.* 2008). La densidad de *Z. marina* incrementa con la profundidad, pero las praderas poco profundas, como las del noroeste de España, no deberían estar limitadas por la luz y por lo tanto la densidad de los haces no está influida por la disponibilidad de luz (Engle & Miller 2003). La densidad en las praderas poco profundas probablemente también varía con la temperatura superficial del mar y la influencia de agua dulce a lo largo de la descarga de algunos ríos (Ondiviela *et al.* 2018). Esos factores pueden ser responsables de las diferencias en la densidad entre praderas de diferentes regiones en la península ibérica. Alternativamente, la menor densidad de las praderas de *Z. marina* en el área de estudio puede relacionarse con alteraciones relacionadas con actividades antrópicas (Barañano *et al.* 2017, Macreadie *et al.* 2017).



La estimación del área potencial que podría ser ocupada por las praderas de *Zostera marina* indica que la extensión en el noroeste ibérico podría ser 12.22 km<sup>2</sup>, un 110% más que la extensión total ocupada. La mayoría de praderas de *Z. marina* podría alcanzar mayores extensiones, ya que la relación área total/área potencial es normalmente inferior al 80%. Varias son las razones que podrían impedir que *Z. marina* alcance su máxima extensión posible. Por ejemplo, en el noroeste ibérico las praderas marinas intermareales se encuentran cerca de áreas densamente pobladas y están sometidas a elevadas presiones antropogénicas, las cuales generalmente causan una reducción en la extensión y calidad de las praderas de *Zostera* (Cacabelos *et al.* 2015b).

La longitud y anchura de las hojas está influenciada por varios factores ambientales como la temperatura del agua de mar o los nutrientes, pero la profundidad y la disponibilidad de luz son los principales factores que afectan al crecimiento de *Zostera marina* (Greve & Binzer 2004). Las hojas en el noroeste de España son más largas y anchas que las regiones del norte y del sur (20-70 vs. 10-30 vs. 6-64 cm, respectivamente; 5-8 vs. 3-5 vs. 1-5 mm, respectivamente; Rueda *et al.* 2008, Ondiviela *et al.* 2018). Por el contrario, son más cortas y estrechas que las praderas de las islas de California (20-70 vs. 19-118 cm; 5-8 vs. 1-20 mm; Engle & Miller 2003). La longitud y anchura de la hoja de *Z. marina* incrementa con la profundidad, ya que las praderas californianas son las más profundas y las praderas del norte de España son las más someras. A su vez, esas variaciones morfológicas están relacionadas con las diferencias en la disponibilidad de luz, ya que la superficie de la hoja tiende a incrementar con la profundidad para aumentar el área fotosintética. Los experimentos *in situ* en que se ha manipulado la intensidad de luz han demostrado cuando ésta es más elevada la densidad de las praderas se incrementa, pero formando haces más cortos (Greve & Binzer 2004; Moore & Short, 2006).

El conocimiento sobre la distribución, la cobertura, la densidad y el tamaño de las hojas de las praderas de *Zostera marina* del noroeste ibérico obtenido con este trabajo sirve de base para futuros estudios de monitorización y gestión de las praderas marinas. Además, servirá para evaluar su estado de conservación y las principales presiones de origen antrópico (ver capítulo 4).



## Capítulo 2

# Biodiversidad ficológica de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

---



## Introducción

Las praderas de *Zostera marina* representan un importante ecosistema marino en la región templada norte (den Hartog 1970, Short *et al.* 2007). En las praderas, la principal fuente de biomasa y sustrato es la propia *Z. marina*, pero las macroalgas asociadas son componentes característicos de las comunidades de pastos marinos y pueden desempeñar funciones importantes (Emmett Duffy 2006). Tanto las plantas formadoras de las praderas como las macroalgas asociadas ofrecen disponibilidad de alimento y protección contra los depredadores a numerosos organismos, que se convierten en residentes temporales o permanentes de las praderas marinas (Hemminga & Duarte 2000). La producción primaria de las algas bentónicas que viven en praderas marinas es comparable a la de las praderas y sitúa a las praderas marinas entre los ecosistemas más productivos del mundo. Además, las praderas marinas son capaces de absorber nutrientes inorgánicos a través de las raíces y las hojas y las macroalgas asociadas a través de sus talos, mejorando así la calidad de las aguas costeras (Terrados & Borum 2004).

Nuestras búsquedas bibliográficas revelan que la flora asociada al sustrato de las praderas marinas ha sido escasamente estudiada. Los estudios disponibles indican que las praderas son ricas en algas epifitas, pero pobres en algas asociadas al sustrato debido al efecto sombra de las densas praderas marinas (Davison & Hughes 1998). En Irlanda, Whelan & Cullinane (1985) identificaron 60 especies de algas del sustrato en las praderas de *Zostera marina*. Por otro lado, las algas epifitas son el grupo más diverso y abundante de organismos sobre *Z. marina*, las cuales crecen principalmente sobre las hojas (Borowitzka *et al.* 2006). La diversidad de macroalgas epifitas sobre *Z. marina* varía con la edad de las hojas siendo las más viejas las que acumulan un mayor número de epifitos (Cullinane *et al.* 1985). Una vez que las hojas de *Z. marina* se desprenden, juegan un importante papel como sustrato para algas epifitas (Novaczek 1987). Las macroalgas asociadas a las praderas de *Z. marina* incrementan la biodiversidad y la biomasa total de las praderas (Davison & Hughes 1998, Michael *et al.* 2008).

Las macroalgas interaccionan con las fanerógamas que forman las praderas marinas, de modo que ambas compiten por el espacio o los recursos (Ceccherelli & Cinelli 1997). La diversidad, distribución y abundancia de las macroalgas está influenciada por factores abióticos y bióticos tales como la profundidad, las corrientes, la disponibilidad de nutrientes o de luz, la temperatura, la estación del año, el tamaño y la madurez de la hoja (Cullinane *et al.* 1985, Michael *et al.* 2008, Martínez *et al.* 2012). Las praderas marinas que presentan densidades intermedias y bajas de haces sostienen biomasa elevada de macroalgas, lo que parece indicar una relación competitiva entre las praderas marinas y las macroalgas (Muller 1988).

Las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica son ecosistemas con un gran valor medioambiental. Poseen un elevado número de especies de macrofauna bentónica llegando a superar las 300 especies (Quintas 2005, Cacabelos 2005, Cacabelos *et al.* 2015a). Sin embargo, el conocimiento sobre la flora asociada a las praderas es limitado. Cacabelos *et al.* (2015a) registraron 30 especies en las praderas de *Z. marina* del Atlántico norte y García-

Redondo *et al.* (2017) identificaron 87 especies en las praderas de *Z. marina* del Parque Nacional Islas Atlánticas de Galicia. El principal objetivo de este trabajo es analizar la composición y distribución espacial de la biodiversidad florística de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. En concreto, se estudia i) la composición y abundancia de la flora existente en el sustrato de las praderas de *Z. marina*, así como ii) la composición y abundancia de la flora epífita en las hojas de *Z. marina*.

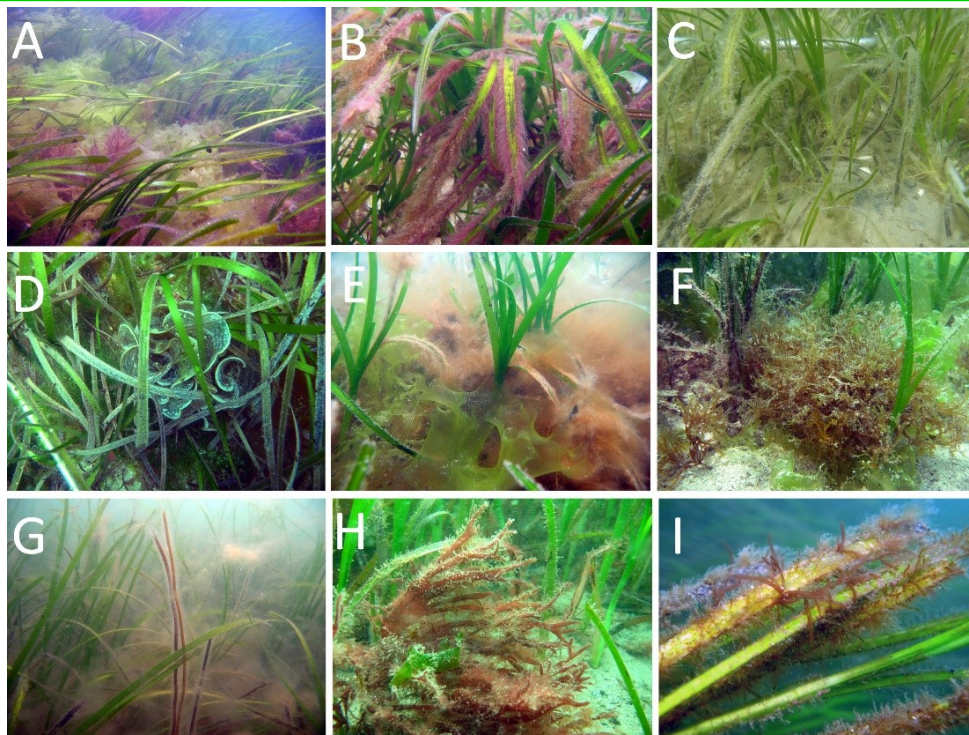
## Metodología específica

### Área de estudio

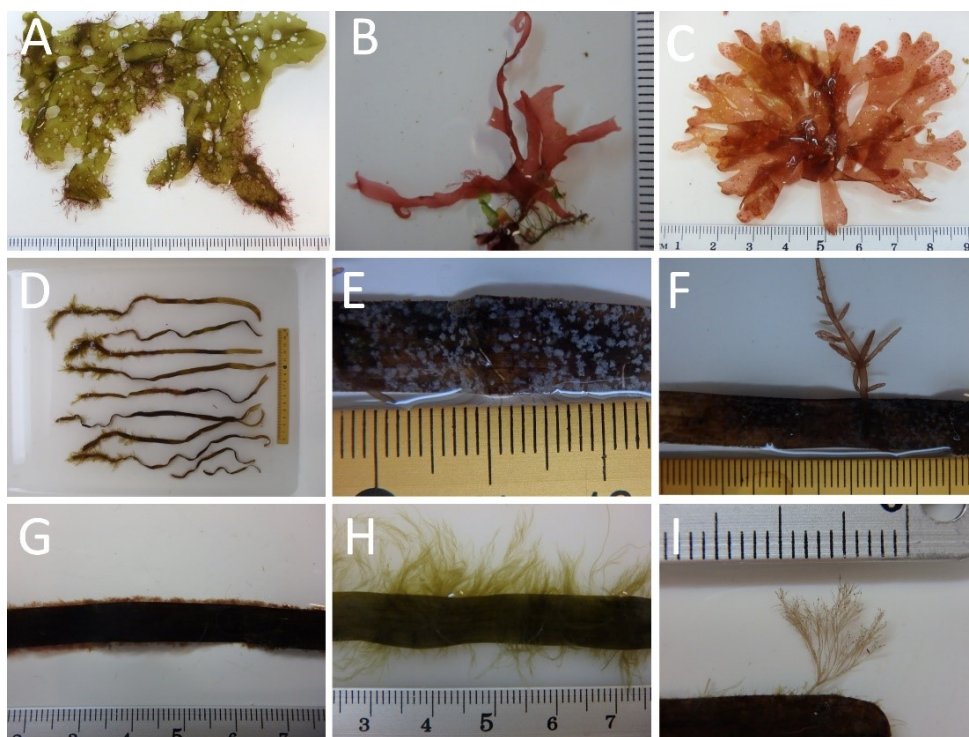
El área de estudio comprende la costa noroeste de la península ibérica, desde la costa norte (ría del Eo) hasta el sur en Baiona. Geográficamente está dividida en tres zonas (Rías Altas, Rías Medias y Rías Baixas) en función de su orientación y cada una de ellas contiene varias rías. El área de muestreo fue dividida en 10 sectores que corresponden a diferentes rías o ensenadas (Ría del Eo, San Cibrao, Ría de Barqueiro, Ría de Ortigueira, Ría de Ferrol, Ría de Ares-Betanzos, Ría de Camariñas, Ría de Arousa, Ría de Aldán y Ría de Vigo). Para asegurar la conservación de las praderas muestreadas y evitar su erradicación, sólo se muestrearon las praderas con un tamaño mínimo ( $> 5 \text{ m}^2$ ). Las praderas cuya diversidad florística han sido objeto de estudio han sido indicadas en la tabla 4.

### Diseño experimental

Los muestreos fueron llevados a cabo desde abril de 2014 hasta agosto de 2017. Para este segundo capítulo se han utilizado las mismas muestras que en el primer capítulo y similar metodología de muestreo. Se muestreó cada pradera mediante buceo autónomo o a pie si la bajamar lo permitía. Cinco cuadrados de  $0.25 \text{ m}^2$  fueron distribuidos al azar sobre un transecto de longitud variable en función del tamaño de la pradera (Duarte & Kirkman 2001). Se estimó visualmente la cobertura de la flora del sustrato de las praderas y posteriormente se recolectó para confirmar las identificaciones en el laboratorio. Los haces de *Zostera marina* recolectados para las medidas de biometría (ver capítulo 1) fueron los mismos que se han empleado para estudiar las algas epífitas. Se seleccionaron seis haces por cuadrado de los cuales se consideraba la hoja más vieja para estudiar la cobertura de cada especie epífita sobre *Z. marina*. Cada hoja se dividió en tres partes (distal, media y basal) y se estudió la cobertura de epífitos en cada una de ellas. Se tomaron fotografías con el fin de registrar la fisonomía de las especies más características (Figs. 19-20). Se recogió una muestra de  $90 \text{ cm}^3$  de sedimento por cada cuadrado de muestreo. Se realizó el análisis granulométrico de las muestras en el Servicio de Análisis Estructural de la Universidad de A Coruña mediante un granulómetro láser BECKMAN COULTER. Las muestras biológicas se conservaron en agua de mar con formaldehído diluido al 4% en una cámara de frío y oscuridad. La flora ha sido identificada atendiendo a la composición florística por grupos taxonómicos (Rhodophyta, Ochrophyta, Chlorophyta y Cyanobacteria).



**Figura 19.** Especies de macroalgas en el sustrato de las praderas y epifitas de *Zostera marina*: (A) *Ulva australis*, (B) *Porphyrostromium ciliare*, (C) *Gracilaria gracilis*, (D) *Padina pavonica*, (E) *Dasysiphonia japonica*, (F) *Dictyota dichotoma*, (G) *Chorda filum*, (H) *Gracilaria multipartita* y (I) *Chylocladia verticillata*.



**Figura 20.** Especies de macroalgas en el sustrato de las praderas y epifitas de *Zostera marina* mientras eran estudiadas en el laboratorio (A) *Gayliella mazoyerae* sobre *Ulva australis*, (B) *Acrosorium ciliolatum*, (C) *Nitophyllum punctatum*, (D) hojas de *Z. marina* epifitadas principalmente en su parte distal, (E) *Pneophyllum fragile*, (F) *Chylocladia verticillata*, (G) *Colaconema daviessi*, (H) *Ectocarpus siliculosus* y (I) *Polysiphonia fibrillosa*.



Los datos de temperatura y salinidad se obtuvieron de las estaciones oceanográficas costeras de INTECMAR (2017) y del Centro de Experimentación Pesquera de Castropol. El porcentaje de arena, limo y arcilla se obtuvo mediante el programa GRADISTAT (Blott & Pye 2001). La profundidad a la que se recolectaron las muestras se registró *in situ* mediante un ordenador de buceo A100 AERIS®. Para obtener la posición en la ría, se midió en la carta náutica la longitud de cada ría y se dividió en cuatro tramos (1=externo, 2=semi-externo, 3=semi-interno e 4=interno), asignando a cada localidad el tramo correspondiente.

**Tabla 4.** Localidades de muestreo para el estudio de biodiversidad y sus variables abióticas (posición en la ría, temperatura, salinidad, porcentaje de arena, limo y arcilla y profundidad) y la variable biótica altura media de la hoja

Ría	Localidad	Posición	T (°C)	Salinidad (‰)	Arena(%)	Limo(%)	Arcilla(%)	Prof. (m)	Altura hoja (cm)
Eo	Figueras	-	15,17	32,97	0,81	0,18	0,01	0	26,55 ± 7,09
San Cibrao	San Cibrao	-	15,92	31,28	0,91	0,08	0,01	2	38,30 ± 9,38
Barqueiro	Caolín	-	14,97	34,68	0,82	0,17	0,01	1.5	35,99 ± 7,89
Ortigueira	Sismundi	-	15,68	30,73	0,80	0,19	0,01	+0.5	28,86 ± 8,05
Ortigueira	Ortigueira	-	15,68	30,73	0,85	0,15	0,01	+1	23,01 ± 6,17
Ferrol	Ensenada	2	15,32	30,28	0,83	0,15	0,02	1	52,43 ± 17,41
Ferrol	Felipe	1	15,32	30,28	0,83	0,15	0,02	1	41,55 ± 12,60
Ferrol	Torpedera	1	15,32	30,28	0,92	0,07	0,01	1	43,58 ± 14,69
Ferrol	Reina	1	15,32	30,28	0,92	0,07	0,01	1.5	62,01 ± 11,34
Ferrol	Caballitos	1	15,32	30,28	0,93	0,06	0,01	3	47,95 ± 10,80
Ares-Betanzos	Ares	3	14,74	34,38	0,68	0,30	0,01	0.5	28,67 ± 4,20
Ares-Betanzos	Ares 2	3	14,74	34,38	0,88	0,12	0,01	0.5	38,44 ± 7,10
Ares-Betanzos	Redes	3	14,74	34,38	0,73	0,25	0,03	1	40,27 ± 7,36
Ares-Betanzos	Sada 1	3	15,05	34,25	0,68	0,30	0,01	1	41,51 ± 6,45
Ares-Betanzos	Sada 2	3	15,05	34,25	0,58	0,36	0,06	0.5	64,03 ± 10,89
Ares-Betanzos	Sada 3	3	15,57	34,65	0,68	0,30	0,01	1.5	39,70 ± 5,07
Camariñas	Camariñas	-	13,02	18,75	0,97	0,02	0,00	1.5	22,44 ± 6,87
Arousa	Sálvora	1	14,34	35,20	0,64	0,33	0,03	2	49,71 ± 7,08
Arousa	Cortegada 1	4	15,17	34,23	0,67	0,32	0,01	0.3	72,65 ± 15,43
Arousa	Cortegada 2 (Carril)	4	15,17	34,23	0,62	0,37	0,01	+0.2	54,70 ± 9,66
Arousa	Estruxeira	2	15,06	34,55	0,94	0,06	0,00	+0.5	19,96 ± 2,27
Arousa	Beiro	2	15,06	34,55	0,88	0,11	0,01	0	23,87 ± 4,04
Arousa	Os Baños	2	15,06	34,55	0,91	0,08	0,00	1	36,93 ± 7,12
Aldán	Castiñeiras	-	15,41	34,92	0,90	0,08	0,02	4	26,37 ± 3,82
Aldán	Con de Sestadelo	-	15,41	34,92	0,50	0,43	0,07	2	51,67 ± 8,81
Vigo	Punta Cabalo	4	15,31	33,46	0,72	0,27	0,01	+0.5	40,08 ± 6,98
Vigo	Santa Cristina	4	15,31	33,46	0,79	0,20	0,01	0.5	45,14 ± 10,01
Vigo	Soutoxuste	4	15,31	33,46	0,51	0,48	0,01	2	57,83 ± 8,78
Vigo	Pesqueira	4	15,31	33,46	0,59	0,40	0,01	2	53,18 ± 9,07
Vigo	Pousada	4	15,31	33,46	0,76	0,23	0,01	0.5	45,20 ± 10,34
Vigo	Bouzas	2	14,88	34,90	0,83	0,16	0,01	0	30,68 ± 3,03
Vigo	Museo del Mar	2	14,88	34,90	0,82	0,17	0,01	1	65,91 ± 9,03
Vigo	Toralla	2	14,88	34,90	0,82	0,15	0,03	0.5	30,35 ± 6,74
Vigo	Canido	2	14,88	34,90	0,81	0,18	0,01	0.5	48,96 ± 11,45
Vigo	Panxón	1	14,81	35,04	0,83	0,16	0,01	1.5	41,33 ± 8,88
Vigo	Portocelo	1	14,81	35,04	0,81	0,18	0,01	4	37,30 ± 5,94



## Análisis estadístico

Después de un análisis previo de la diversidad florística de las praderas de cada ría, se decidió acotar los análisis estadísticos únicamente a las localidades de cuatro rías: dos de la costa norte (Ría de Ferrol y Ría de Ares-Betanzos) y dos de la costa sur (Ría de Arousa y Ría de Pontevedra).

Los datos se han analizado mediante el paquete informático PRIMER V.6. & PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006, Anderson *et al.* 2008). Los datos multivariantes (cobertura de la flora del sustrato de las praderas) se emplearon para calcular la matriz de disimilaridad de Bray-Curtis entre pares de muestras. Ésta fue analizada utilizando el análisis PERMANOVA, con ría (4 niveles) como factor aleatorio y posición (4 niveles) como factor fijo anidado en ría. La contribución de cada especie a las diferencias entre localidades de la matriz de Bray-Curtis fue determinada mediante el procedimiento de porcentajes de similitud (SIMPER). Los datos se representaron gráficamente mediante una ordenación bidimensional nMDS basado en una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis de la distancia entre centroides. Se ha realizado el análisis PERMDISP para evaluar la homogeneidad de las dispersiones para cada factor.

La riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) fueron calculadas para cada muestra. Estos datos univariantes se analizaron mediante un análisis PERMANOVA basado en una matriz de distancias euclídeas. El diseño del PERMANOVA empleado fue el mismo que el de la cobertura de la flora del sustrato de las praderas.

Los datos multivariantes de la cobertura de la flora epífita de las hojas de *Zostera marina* se analizaron mediante un PERMANOVA en base a una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis tras aplicar una transformación de raíz cuadrada y con el mismo diseño que la flora del sustrato. Los datos se representaron gráficamente en un nMDS en base a la matriz de disimilaridad de Bray-Curtis. La contribución de cada especie a las diferencias de la matriz de Bray-Curtis entre localidades fue determinada mediante el procedimiento de similitud de porcentajes (SIMPER). En todos los casos, cuando se detectaron diferencias significativas entre rías o posiciones se llevaron a cabo análisis de comparaciones por pares empleando PERMANOVA.

## Resultados

### Catálogo de la flora asociada a las praderas de *Zostera marina*

El catálogo florístico comprende las especies del sustrato de las praderas así como las especies epifitas en las hojas de *Zostera marina*, ordenados alfabéticamente dentro de cada grupo taxonómico. Un total de 204 especies se han incluido en el catálogo, incluyendo estadios de ciclos de vida heteromórficos: 4 Cyanobacteria, 131 Rhodophyta, 44 Ochrophyta, 24 Chlorophyta y 1 Tracheophyta.

#### Cyanobacteria

*Calothrix consociata* Bornet & Flahault  
*Dermocarpa prasina* (Reinsch) Bornet & Thuret  
*Lyngbya majuscula* Harvey  
*Phormidium baculum* (Gomont ex Gomont) Anagnostidis

#### Rhodophyta

*Acrosorium ciliolatum* (Harvey) Kylin  
*Aglaothamnion cordatum* (Børgesen) Feldmann-Mazoyer  
*Aglaothamnion pseudobyssoides* (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos  
*Aglaothamnion tenuissimum* (Bonnemaison) Mazoyer  
*Aglaothamnion tripinnatum* (C. Agardh) Mazoyer  
*Ahnfeltia plicata* (Hudson) Fries  
*Ahnfeltiopsis devoniensis* (Greville) Silva & DeCew  
*Anotrichium furcellatum* (J. Agardh) Baldock  
*Antithamnion cruciatum* (C. Agardh) Nägeli  
*Antithamnionella ternifolia* (Hooker & Harvey) Lyle  
*Aphanocladia stichidiosa* (Funk) Ardre  
*Apoglossum ruscifolium* (Turner) J. Agardh  
*Asparagopsis armata* Harvey  
*Asparagopsis armata* stadium *Falkenbergia rufolanosa* (Harvey) Schmitz  
*Boergesenella fruticulosa* (Wulfen) Kylin  
*Bonnemaisonia asparagoides* (Woodward) C. Agardh  
*Bonnemaisonia hamifera* Hariot  
*Bonnemaisonia hamifera* stadium *Trailliella intricata* Batters  
*Calliblepharis jubata* (Goodenough & Woodward) Kützing  
*Callithamnion corymbosum* (Smith) Lyngbye  
*Callithamnion tetragonum* (Withering) Gray  
*Callithamnion tetricum* (Dillwyn) S.F.Gray  
*Catenella caespitosa* (Withering) L.M.Irvine  
*Centroceras gasparrinii* (Meneghini) Kützing  
*Ceramium botryocarpum* Griffiths ex Harvey  
*Ceramium ciliatum* (Ellis) Ducluzeau  
*Ceramium cimbricum* H. Petersen in Rosenvinge  
*Ceramium diaphanum* (Lightfoot) Roth  
*Ceramium echionotum* J. Agardh

*Ceramium secundatum* Lyngbye  
*Ceramium strictum* sensu Harvey  
*Champia parvula* (C. Agardh) Harvey  
*Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq  
*Chondracanthus teedii* (Roth) Kützing  
*Chondria capillaris* (Hudson) M.J.Wynne  
*Chondria coerulescens* (J. Agardh) Falkenberg  
*Chondria dasyphylla* (Woodward) C. Agardh  
*Chrysomenia wrightii* (Harvey) Yamada  
*Chylocladia verticillata* (Lightfoot) Bliding  
*Colaconema daviessi* (Dillwyn) Stegenga  
*Crouania attenuata* (C. Agardh) J. Agardh  
*Cryptopleura ramosa* (Hudson) Kylin ex Newton  
*Dasya hutchinsiae* Harvey  
*Dasya sessilis* Yamada  
*Dasysiphonia japonica* (Yendo) H.-S.Kim  
*Ellisolandia elongata* (J.Ellis & Solander) K.R.Hind & G.W.Saunders  
*Erythroglossum laciniatum* (Lightfoot) Maggs & Hommersand  
*Erythrotrichia bertholdii* Batters  
*Erythrotrichia carnea* (Dillwyn) J. Agardh  
*Gaillona gallica* (Nägeli) Athanasiadis ex Ardré  
*Gaillona hookeri* (Dillwyn) Athanasiadis  
*Gastroclonium ovatum* (Hudson) Papenfuss  
*Gastroclonium reflexum* (Chauvin) Kützing  
*Gayliella flaccida* (Harvey ex Kützing) T.O.Cho & L.J.Mclvor  
*Gayliella mazoyeræ* T.O.Cho, Fredericq & Hommersand  
*Gelidiella calcicola* Maggs & Guiry  
*Gelidium attenuatum* (Turner) Thuret  
*Gelidium crinale* (Turner) Lamouroux  
*Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis  
*Gelidium spinosum* (Gmelin) Silva  
*Gracilaria bursa-pastoris* (S. G. Gmelin) Silva  
*Gracilaria dura* (C.Agardh) J.Agardh  
*Gracilaria gracilis* (Stackhouse) Steentoft, Irvine & Farnham  
*Gracilaria multipartita* (Clemente) Harvey  
*Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss  
*Gracilariopsis longissima* (Gmelin) Steentoft, Irvine & Farnham  
*Grateloupia subpectinata* Holmes  
*Grateloupia turuturu* Yamada  
*Griffithsia schousboei* Montagne  
*Halarachnion ligulatum* (Woodward) Kützing  
*Haraldiophyllum bonnemaisonii* (Greville) Zinova  
*Heterosiphonia plumosa* (Ellis) Batters  
*Holmsella pachyderma* (Reinsch) Sturch  
*Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux  
*Hypoglossum hypoglossoides* (Stackhouse) Collins & Hervey

*Jania longifurca* Zanardini  
*Jania rubens* (Linnaeus) Lamouroux  
*Jania squamata* (Linnaeus) J.H. Kim, Guiry et H.-G. Choi  
*Kallymenia reniformis* (Turner) J.Agardh  
*Laurencia pyramidalis* Bory ex Kützing  
*Liagora viscida* (Forsskål) C. Agardh  
*Lithophyllum incrustans* Philippi  
*Lomentaria articulata* (Hudson) Lyngbye  
*Lomentaria clavellosa* (Turner) Gaillon  
*Lomentaria hakodatensis* Yendo  
*Melanothamnus collabens* (C.Agardh) Díaz-Tapia & Maggs  
*Melanothamnus harveyi* (Bailey) Díaz-Tapia et Maggs  
*Melobesia membranacea* (Esper) J.V.Lamouroux  
*Metacallophyllis laciniata* (Hudson) A.Vergés & L.Le Gall  
*Monosporus pedicellatus* (Smith) Solier  
*Nitophyllum punctatum* (Stackhouse) Greville  
*Ophidocladus simpliciusculus* (P. Crouan & H. Crouan) Falkenberg  
*Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse  
*Peyssonnelia dubyi* P. Crouan & H. Crouan  
*Peyssonnelia harveyana* P.Crouan & H.Crouan ex J.Agardh  
*Phymatolithon calcareum* (Pallas) Adey & McKibbin  
*Phymatolithon lusitanicum* V.Peña  
*Plocamium cartilagineum* (Linnaeus) Dixon  
*Plocamium cf. ovicorne* Okamura  
*Plocamium maggsiae* G.W.Saunders & Lehmkuhl  
*Pneophyllum fragile* Kützing  
*Polyneura bonnemaisonii* (C. Agardh) Maggs & Hommersand  
*Polysiphonia brodiei* (Dillwyn) Sprengel  
*Polysiphonia caespitosa* (M.A.Pocock) Hollenberg  
*Polysiphonia denudata* (Dillwyn) Greville ex Harvey  
*Polysiphonia devoniensis* Maggs & Hommersand  
*Polysiphonia elongata* (Hudson) Sprengel  
*Polysiphonia fibrillosa* (Dillwyn) Sprengel  
*Polysiphonia scopulorum* Harvey  
*Polysiphonia stricta* (Dillwyn) Greville  
*Porphyrostromium boryanum* (Montagne) P. Silva  
*Porphyrostromium ciliare* (Carmichael) M.J. Wynne  
*Pterocladella capillacea* (Gmelin) Santelices & Hommersand  
*Pterocladella melanoidea* (Schousboe ex Bornet) Santelices & Hommersand  
*Pterothamnion crispum* (Ducluzeau) Nägeli  
*Pterothamnion plumula* (Ellis) Nägeli  
*Ptilothamnion sphaericum* (P. Crouan & H. Crouan) Maggs & Homersand  
*Pyropia leucosticta* (Thuret) Neefus & J.Brodie  
*Rhodophyllis divaricata* (Stackhouse) Papenfuss  
*Rhodophysema georgei* Batters  
*Rhodothamniella floridula* (Dillwyn) J. Feldmann

*Scinaia furcellata* (Turner) J.Agardh  
*Scinaia interrupta* (A. DC.) Wynne  
*Spermothamnion repens* (Dillwyn) Rosenvinge  
*Spyridia griffithsiana* (J.E.Smith) G.C.Zuccarello, Prud'homme van Reine & H.Stegenga  
*Stenogramma interruptum* (C. Agardh) Montagne ex Harvey  
*Stylonema alsidii* (Zanardini) K.M.Drew  
*Symphycladia parasitica* (Hudson) Savoie & G.W.Saunders  
*Vertebrata fucoides* (Hudson) Greville  
*Xiphosiphonia ardreaana* (Maggs et Hommersand) Savoie et G.W. Saunders  
*Xiphosiphonia pennata* (C. Agardh) Savoie et G.W. Saunders

### Ochrophyta

*Acinetospora crinita* (Carmichael ex Harvey) Kornmann  
*Asperococcus bullosus* Lamouroux  
*Asperococcus ensiformis* (Delle Chiaje) M.J.Wynne  
*Asperococcus scaber* Kuckuck  
*Chorda filum* (Linnaeus) Stackhouse  
*Cladosiphon zosterae* (J. Agardh) Kylin  
*Cladostephus spongiosus* (Hudson) C. Agardh  
*Colpomenia peregrina* (Sauvageau) Hamel  
*Cutleria multifida* (Smith) Greville  
*Cutleria multifida* stadium *Aglaozonia parvula* (Greville) Zanardini  
*Cystoseira baccata* (Gmelin) Silva  
*Cystoseira nodicaulis* (Withering) M.Roberts  
*Cystoseira tamariscifolia* (Hudson) Papenfuss  
*Cystoseira usneoides* (Linnaeus) Roberts  
*Desmarestia ligulata* (Stackhouse) J.V.Lamouroux  
*Dictyota cyanoloma* Tronholm, De Clerck, A.Gómez-Garreta & Rull Lluch  
*Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux  
*Ectocarpus fasciculatus* Harvey  
*Ectocarpus siliculosus* (Dillwyn) Lyngbye  
*Elachista flaccida* (Dillwyn) Areschoug  
*Feldmannia globifera* (Kützing) Hamel  
*Feldmannia mitchelliae* (Harvey) H.-S.Kim  
*Halopteris filicina* (Grateloup) Kützing  
*Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau  
*Hincksia granulosa* (Smith) Silva  
*Hincksia hincksiae* (Harvey) Silva  
*Laminaria ochroleuca* Pylaie  
*Liebmannia leveillei* J. Agardh  
*Litosiphon laminariae* (Lyngbye) Harvey  
*Myrionema strangulans* Carmichael ex Greville  
*Myriotrichia clavaeformis* Harvey  
*Navicula* sp.  
*Padina pavonica* (Linnaeus) Lamouroux  
*Punctaria latifolia* Greville

*Ralfsia verrucosa* (Areschoug) J. Agardh  
*Saccharina latissima* (Linnaeus) C.E.Lane, C.Mayes, Druehl & G.Saunders  
*Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters  
*Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt  
*Scytosiphon lomentaria* (Lyngby) Link  
*Sphacelaria cirrosa* (Roth) C. Agardh  
*Sphacelaria plumula* Zanardini  
*Taonia atomaria* (Woodward) J. Agardh  
*Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar  
*Zanardinia typus* (Nardo) P.C.Silva

### **Chlorophyta**

*Bryopsis hypnoides* J.V.Lamouroux  
*Bryopsis plumosa* (Hudson) C. Agardh  
*Chaetomorpha aerea* (Dillwyn) Kützinger  
*Chaetomorpha ligustica* (Kützinger) Kützinger  
*Cladophora albida* (Hudson) Kützinger  
*Cladophora hutchinsiae* (Dillwyn) Kützinger  
*Cladophora laetevirens* (Dillwyn) Kützinger  
*Cladophora lehmanniana* (Lindenberg) Kützinger  
*Cladophora sericea* (Hudson) Kützinger  
*Derbesia marina* (Lyngby) Solier  
*Rhizoclonium tortuosum* (Dillwyn) Kützinger  
*Ulothrix flacca* (Dillwyn) Thuret  
*Ulothrix implexa* (Kützinger) Kützinger  
*Ulothrix subflaccida* Wille  
*Ulva australis* Areschoug  
*Ulva clathrata* (Roth) C. Agardh  
*Ulva compressa* Linnaeus  
*Ulva intestinalis* Linnaeus  
*Ulva linza* Linnaeus  
*Ulva prolifera* O.F.Müller  
*Ulva rhacodes* (Holmes) Papenfuss  
*Ulva rigida* C. Agardh  
*Ulva torta* (Mertens) Trevisan  
*Ulvaria obscura* (Kützinger) P.Gayral ex C.Bliding

### **Tracheophyta**

*Zostera noltei* Hornemann

Un total de 20 especies del catalogo florístico son especies alóctonas: 16 Rhodophyta, 3 Ochrophyta y 1 Chlrophyta.

### **Rhodophyta**

*Anotrichium furcellatum*  
*Antithamnionella ternifolia*  
*Asparagopsis armata*

*Asparagopsis armata* stadium *Falkenbergia rufolanosa*  
*Bonnemaisonia hamifera*  
*Bonnemaisonia hamifera* stadium *Trailliella intricata*  
*Centroceras gasparrinii*  
*Chrysomenia wrightii*  
*Dasya sessilis*  
*Dasysiphonia japonica*  
*Gracilaria vermiculophylla*  
*Grateloupia subpectinata*  
*Grateloupia turuturu*  
*Lomentaria hakodatensis*  
*Melanothamnus harveyi*  
*Pyropia leucosticta*

### Ochrophyta

*Colpomenia peregrina*  
*Sargassum muticum*  
*Undaria pinnatifida*

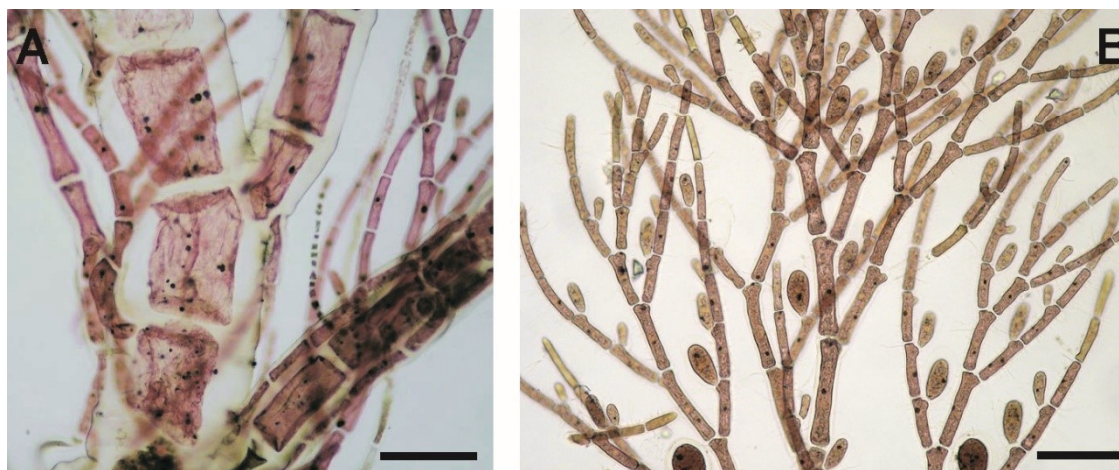
### Chlorophyta

*Ulva australis*

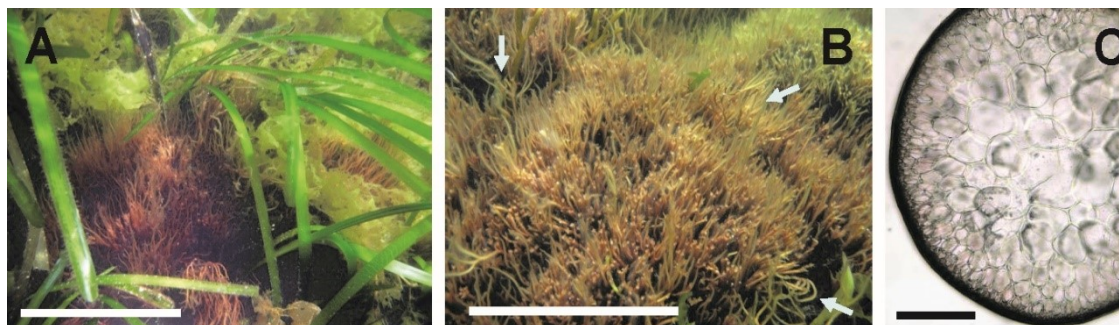
Algunas de las especies asociadas a las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica presentaron interés corológico. Por ejemplo, *Aglaothamnion cordatum*, *Asperococcus scaber*, *Bonnemaisonia hamifera* y su fase esporofítica *Trailliella intricata*, *Cladosiphon zosterae*, *Chrysomenia wrightii*, *Dictyota cyanoloma*, *Gayliella mazoyerae* y *Gracilaria dura* han sido registradas en varias publicaciones (Bárbara *et al.* 2014, 2015, 2016). *Aglaothamnion cordatum* (Fig. 21) fue registrada como primera cita para Galicia en las praderas de Felipe y Piedra de la Reina (Ría de Ferrol). Otra especie poco conocida es *Asperococcus scaber* (Fig. 23) que se registró en García-Redondo *et al.* (2018a, en revisión) por segunda vez para el Atlántico ibérico (después de Bárbara *et al.* 2015) y por primera vez en la provincia de Pontevedra (Ría de Vigo). *Bonnemaisonia hamifera* fue registrada como segunda cita provincial en la base de *Z. marina* de la pradera de Felipe (Ría de Ferrol). *Trailliella intricata*, la fase esporofítica de *B. hamifera*, fue registrada como segunda cita provincial al encontrarse en la pradera de Felipe (Ría de Ferrol) y en la pradera de Sálvora (Ría de Arousa). *Cladosiphon zosterae* (Fig. 24) se registró como segunda cita provincial al encontrarse en las hojas de *Z. marina* de la pradera de Caballitos. *Chrysomenia wrightii* fue encontrada como segunda cita provincial en la pradera de *Z. marina* de Os Baños (Ría de Arousa). *Dictyota cyanoloma* se encontró como segunda cita provincial (A Coruña) en la pradera de *Z. marina* de Sálvora (Ría de Arousa) sobre *Ahnfeltia plicata*. *Gayliella mazoyerae* (Fig. 25) también se confirmó en García-Redondo *et al.* (2018a, en revisión) por primera vez en Pontevedra (A Toxa) y segunda vez para Galicia. El primer registro para Galicia tuvo lugar sobre las algas asociadas al sustrato de la



pradera de Felipe. *Gracilaria dura* (Fig. 22) se registró como segunda cita en la provincia de Pontevedra, al ser encontrada en la pradera de *Zostera marina* de Os Baños (Ría de Arousa) junto a *Gracilaria bursa-pastoris*. *Phormidium baculum* fue registrada como segunda cita provincial al encontrarse en la pradera de *Z. marina* de Felipe (Ría de Ferrol) sobre *Plocamium cartilagineum*.

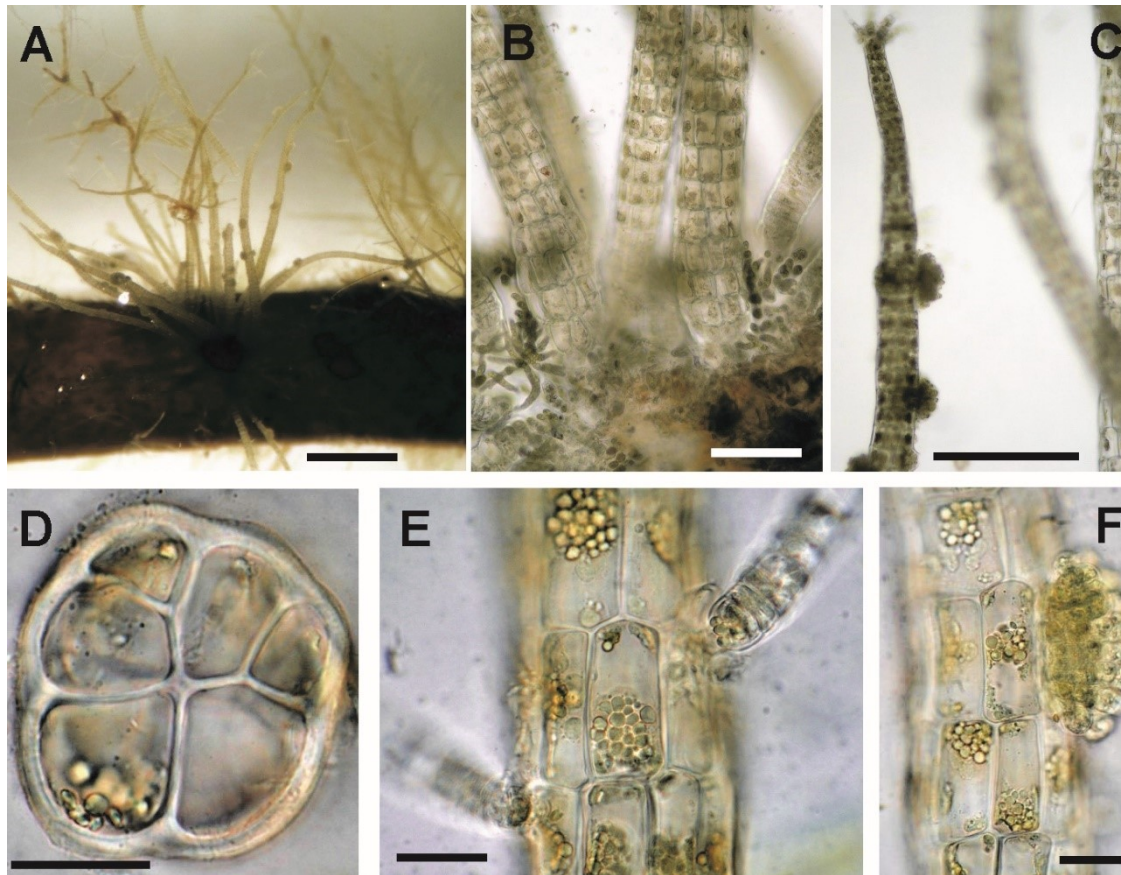


**Figura 21.** *Aglaothamnion cordatum*. A: base del eje principal con células isodiamétricas, B: Ápice con ramificación pseudodicotómica y tetrasporocistes adaxiales. Escalas: A, B = 100  $\mu$ m. Bárbara et al. 2015.

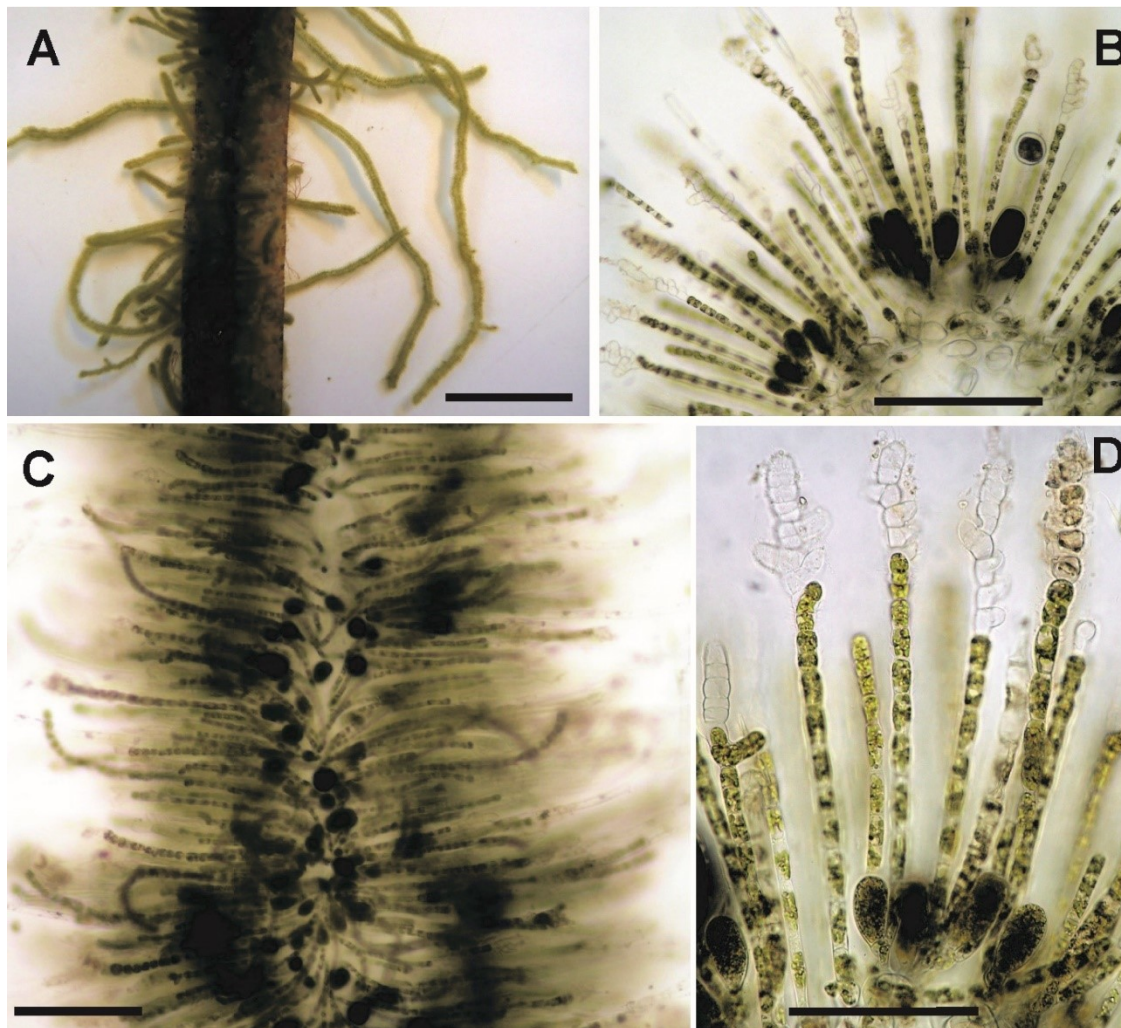


**Figura 22.** *Gracilaria dura*. A: submareal en pradera de *Zostera marina*, B: submareal junto a *Gracilaria bursa-pastoris* (flechas), C: sección transversal. Escalas: A, B = 10 cm, C = 300  $\mu$ m. Bárbara et al. 2015.



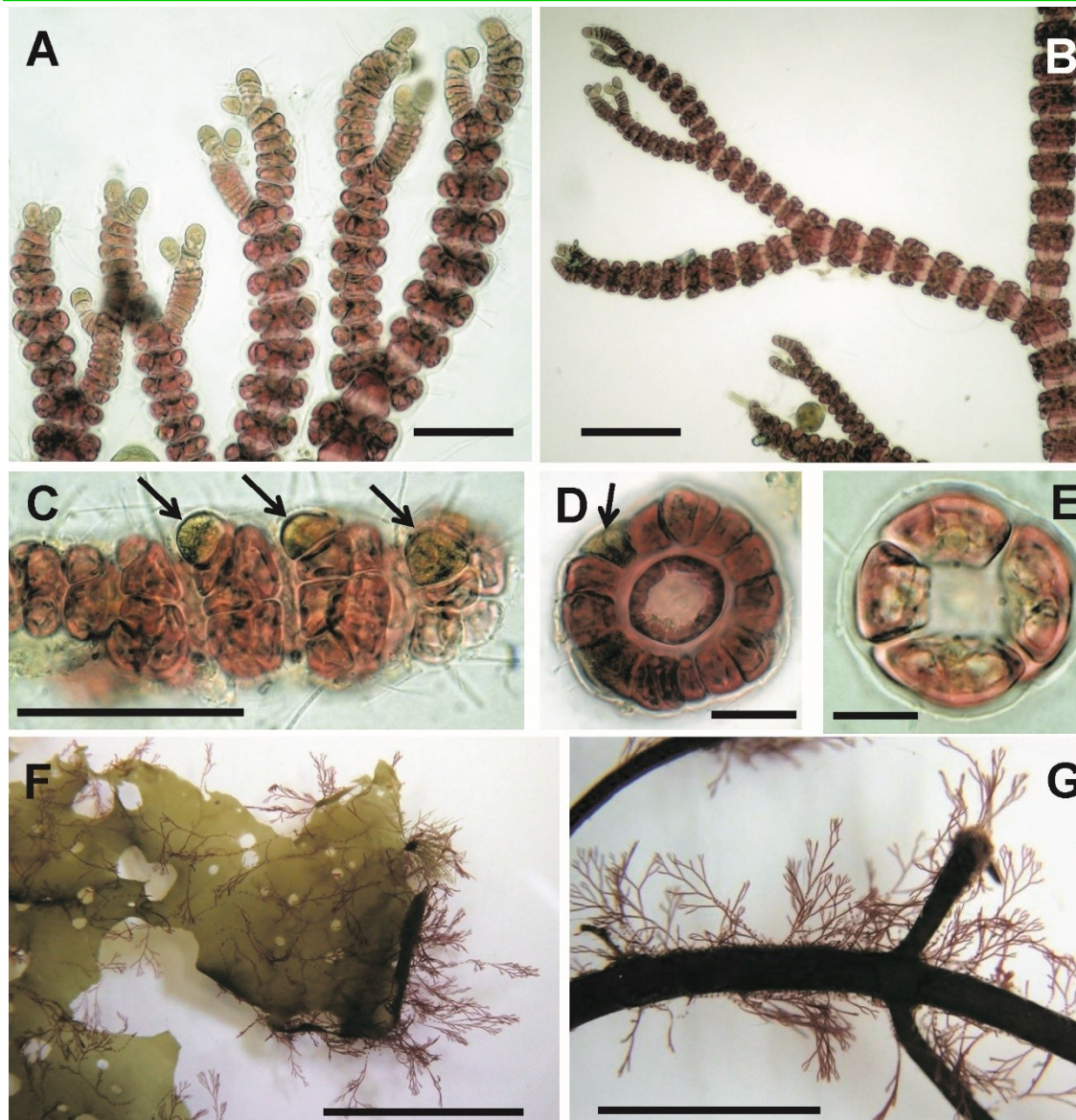


**Figura 23.** *Asperococcus scaber*. A: hábito sobre *Chorda filum*, B: base de los ejes, C: ápice con grupos de esporocistes, D: eje vegetativo en sección transversal, E: eje vegetativo en vista superficial, F: esporocistes pluriloculares. Escalas: A = 2 mm, B = 100  $\mu$ m, C = 200  $\mu$ m, D-F = 20  $\mu$ m. Bárbara *et al.* 2015.



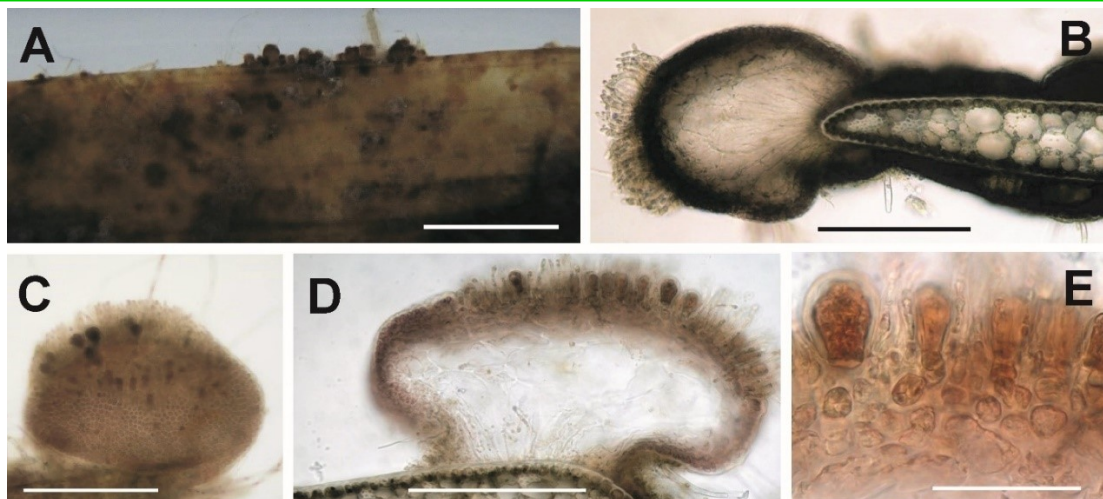
**Figura 24.** *Cladosiphon zosterae*. A: hábito sobre *Zostera marina*, B: sección transversal, C: visión superficial, D: cistes uniloculares basales y cistes pluriloculares distales. Escalas: A = 1 cm, B y C = 200  $\mu$ m, D = 100  $\mu$ m. Bárbara *et al.* 2014.





**Figura 25.** *Gayliella mazoyerae*. A-B: parte apical con ejes y ramas incompletamente corticados, C: eje con células glandulares (flechas) en el nudo, D: sección transversal con células corticales y una célula glandular (flecha), E: sección transversal con cuatro células periaxiales, F: hábito sobre *Ulva australis*, G: hábito sobre *Chondracanthus acicularis*. Escalas: A, C = 50  $\mu$ m, B = 100  $\mu$ m, D, E = 20  $\mu$ m, F = 1 cm, G = 5 mm. Bárbara *et al.* 2016.

Otra especie de interés corológico es *Rhodophysema georgei* (Fig. 26). Había sido registrada por Miranda (1934) y permaneció desapercibida hasta García-Redondo *et al.* (2018a, en revisión). La falta de información sobre esta especie probablemente se explica debido a que es un epifito exclusivo de las hojas de *Zostera marina* y su flora ha sido escasamente estudiada en la península ibérica. Las características morfológicas de *R. georgei* en el noroeste de la península ibérica coinciden con las descripciones de otras regiones (Saunders & Bird 1989, Saunders & McLachlan 1989).

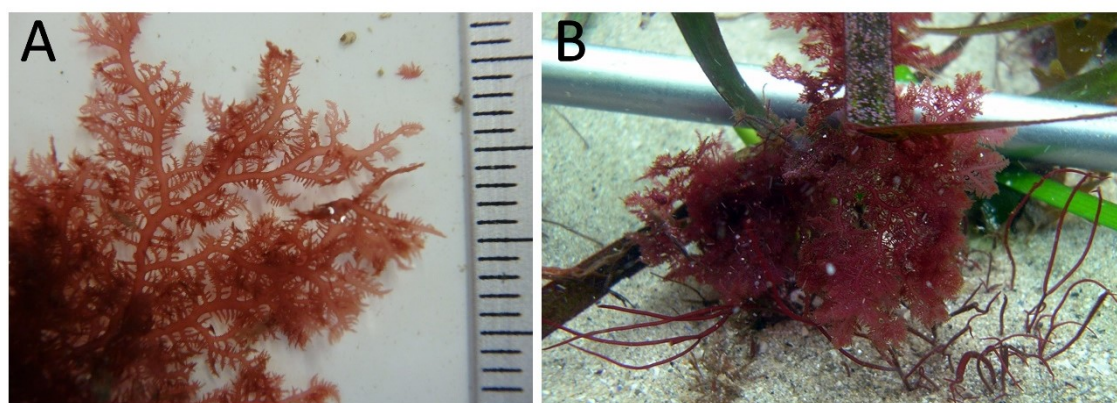


**Figura 26.** *Rhodophysema georgei* en el noroeste de la península ibérica. A-B, Estructuras subesféricas sobre *Zostera marina*, vista superficial y sección transversal; C-E Soros de tetrasporocistes. Escalas: E = 50 µm; B-D = 200 µm; A = 2 mm.

Otras tres especies registradas en esta tesis que presentan interés corológico y no han sido publicadas hasta ahora son *Plocamium cf. ovicorne*, *Centroceras gasparrinnii* y *Calothrix consociata*.

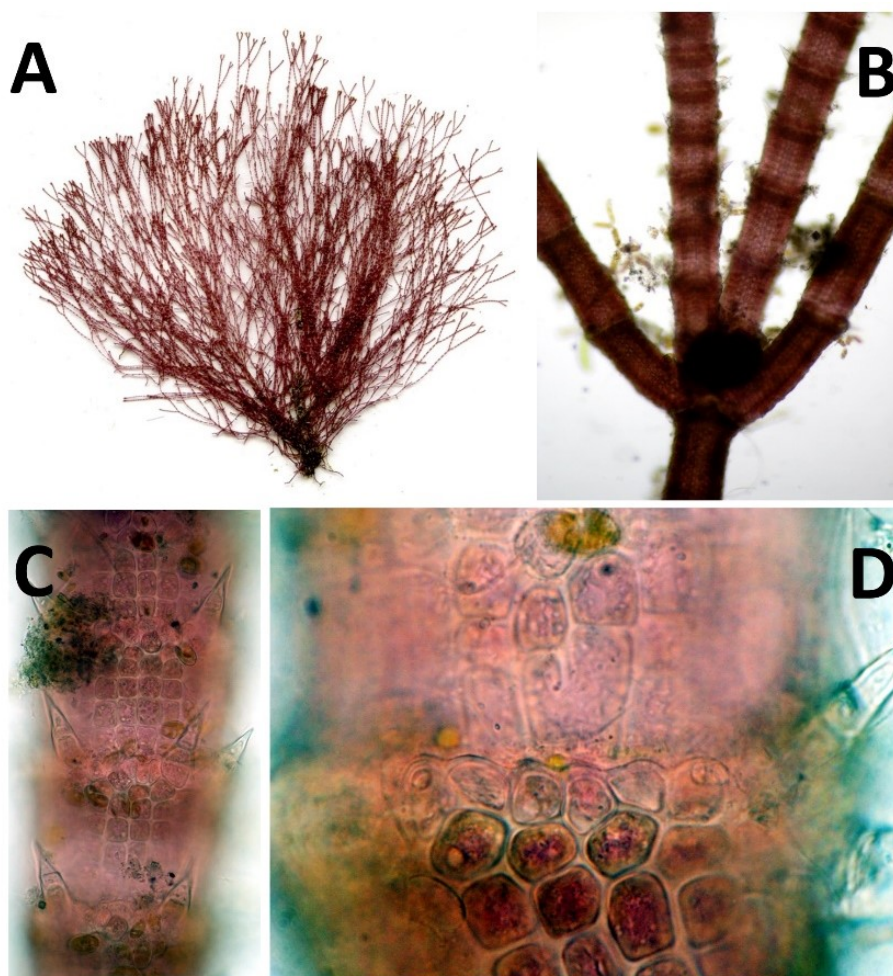
*Plocamium cf. ovicorne* (Fig. 27) es una especie frecuente en cuatro praderas de *Zostera marina*, (San Felipe, Torpedera, Piedra de la Reina y Caballitos) todas ellas en la Ría de Ferrol registrándose en los meses de mayo y junio de 2014, así como en enero, febrero y abril del 2015. Su tamaño varía desde 2 cm en los meses de enero a abril hasta los 4 cm de junio. Sus ejes principales están ramificados pseudodicotomicamente. Ramas pinado-pectinadas con (2) 3-4 internas pinadas y (3) 4-6 (8) externas. Ejes comprimidos: base (350) 400-500 (700) x (200) 250-300 (350) µm; medio 300-500 µm; ápice 100-200 (250) µm. Su estructura interna es uniaxial, con una célula de 30-60 (140) µm de diámetro, rodeados por una capa pseudoparenquimática de 1-2 (3) células y una capa externa de células corticales isodiamétricas de 12-22 µm de diámetro mezcladas con células corticales largas de 8-12 x 17-20 µm. Células corticales con plastos discoidales. Teniendo en cuenta que presenta una morfología muy característica y asimilable a *Plocamium cf. ovicorne*, lo hemos mantenido bajo este nombre, pero es necesario resaltar que el material de la ría de Ferrol analizado molecularmente por Gary Saunders coincidió con *Plocamium nanum* G.W. Saunders & Lehmkuhl. *Plocamium ovicorne* sería nueva cita para Europa.





**Figura 27.** *Plocamium cf. ovicorne*. A: habitus. B: submareal en pradera de *Zostera marina*.

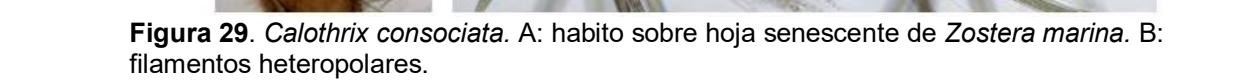
*Centroceras gasparrinii* (Fig. 28) fue registrada como segunda cita para Galicia en las praderas de *Zostera marina* de Estruxeira junto a *Dasysiphonia japonica* y en la de Os Baños junto *Cladophora lehmanniana*, ambas pertenecientes a la Ria de Arousa. Posiblemente al encontrarse en una zona con una elevada explotación de recursos marisqueros, las semillas del marisco sean posibles vectores de esta especie.



**Figura 28.** *Centroceras gasparrinii*. A: habitus, B: vista superficial, C y D: espinas rectas sobre los nodos.



*Zostera marina* en la pradera de 71002 (1 ha de 71000 Estan200).

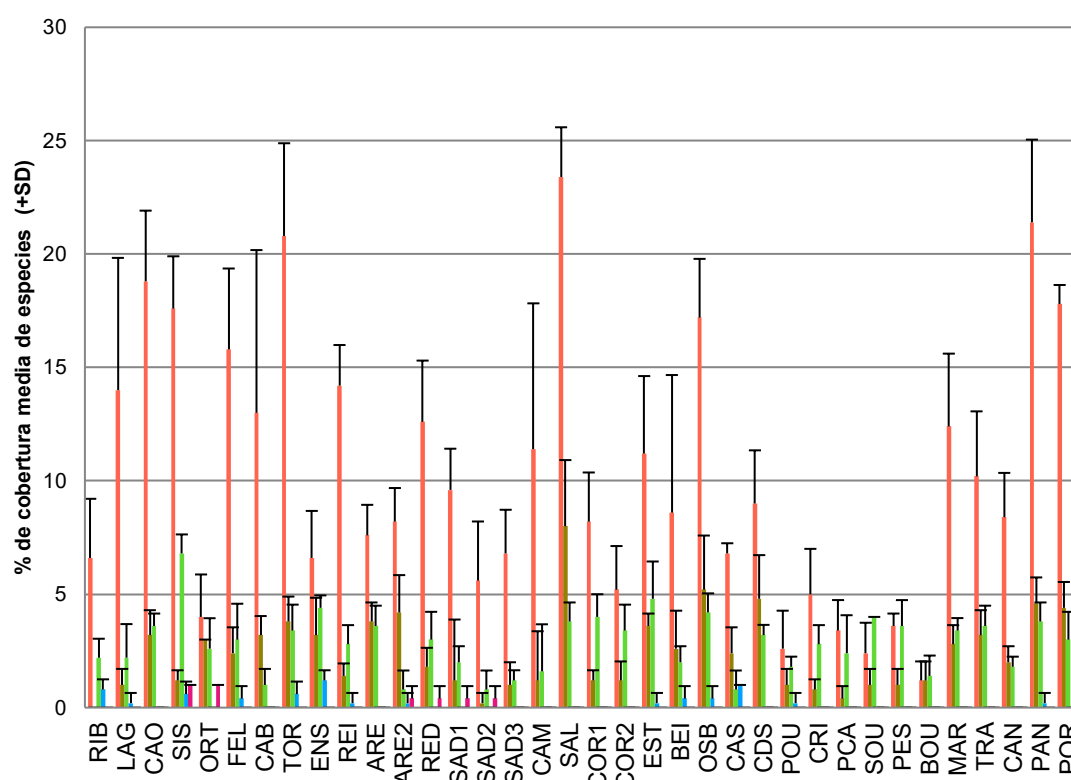


), BONZIO (1999):



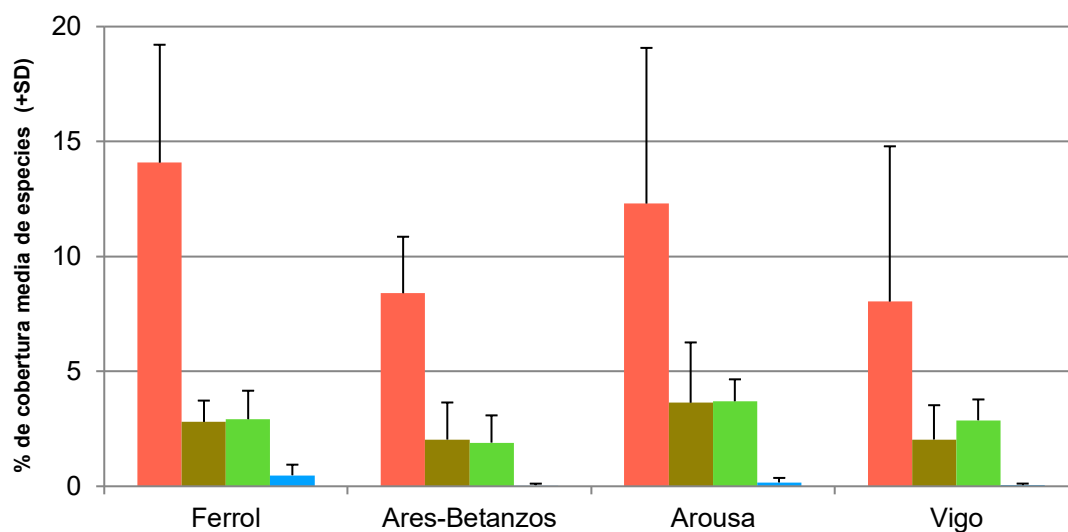
## Flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina*

Se han contabilizado un total de 189 especies de flora de sustrato en las praderas de *Zostera marina*, de las cuales 2 Cyanobacteria, 124 son Rhodophyta, 39 Ochrophyta, 23 Chlorophyta Cyanobacteriay 1 Tracheophyta (*Z. noltei*). Rhodophyta es el phylum con una mayor cobertura en la mayoría de localidades (34 de 36). La cobertura media de Ochrophyta fue mayor que la de Chlorophyta en 14 localidades, mientras que en 19 localidades sucedió lo contrario. En 14 localidades se encontraron especies de Cyanobacteria y en 6 Tracheophyta. Chlorophyta fue el phylum con una mayor cobertura en una localidad y en otra la cobertura fue igual en Rhodophyta como en Chlorophyta (Fig. 31).



**Figura 31.** Media (+SD) del % de cobertura de macroalgas del sustrato de las praderas de *Zostera marina* para cada localidad de muestreo. Los colores indican un phylum: Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde), Cyanobacteria (azul) y Tracheophyta (rosa).

Ferrol fue la ría que presentó las mayores coberturas de Rhodophyta ( $14.08 \pm 5.13$ , promedio  $\pm$  SD,  $n = 25$ ) y la ría de Vigo la que obtuvo las menores coberturas medias de este phylum ( $8.04 \pm 6.75$ ,  $n = 55$ ). La ría de Arousa registró las mayores coberturas medias tanto en Ochrophyta ( $3.63 \pm 2.62$ ,  $n = 30$ ) como en Chlorophyta ( $3.70 \pm 0.95$ ); mientras que Ares-Betanzos tuvo las menores coberturas medias de Ochrophyta ( $2.03 \pm 1.61$ ,  $n = 30$ ), Chlorophyta ( $1.90 \pm 1.18$ ) y Cyanobacteria ( $0.03 \pm 0.08$ ). Ferrol registró las mayores coberturas de Cyanobacteria ( $0.48 \pm 0.46$ ) (Fig. 32).



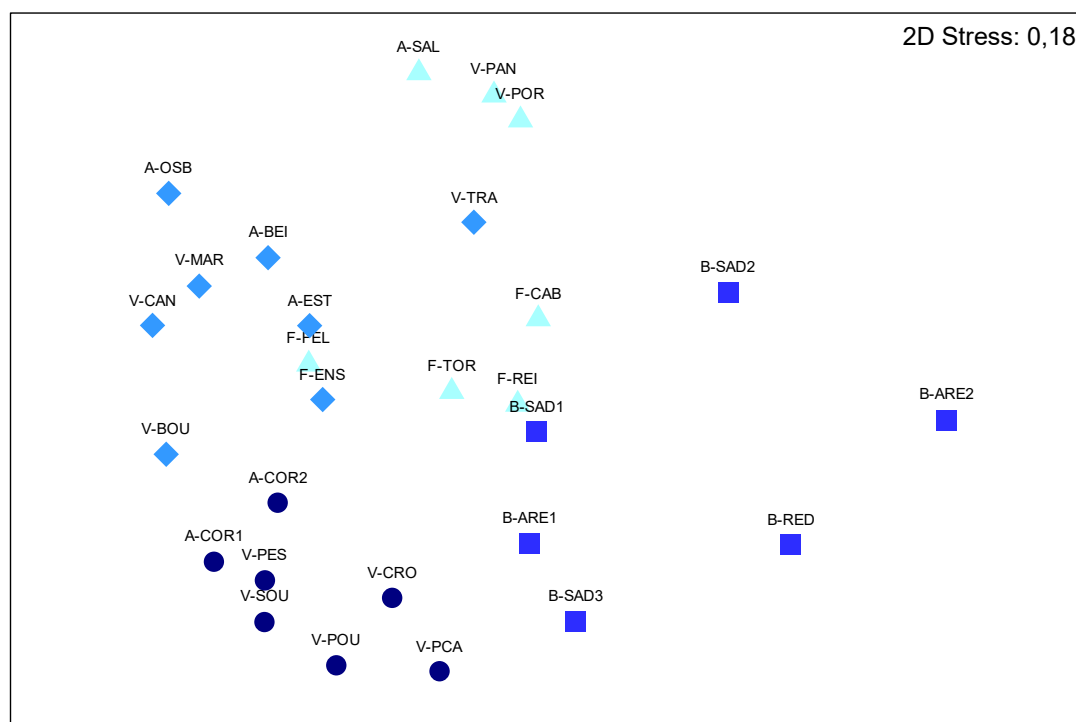
**Figura 32.** Media (+SD) del % de cobertura de las especies de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) del sustrato de las praderas de *Zostera marina* en las rías de Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo.

Se han detectado diferencias significativas en la cobertura de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* entre rías (Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo) y entre posiciones dentro de la ría (Tabla 5, Fig. 33). El nMDS muestra que las localidades de la ría de Ferrol se sitúan en la parte central. La flora de las rías de Arousa y Vigo se agrupa en dos posiciones, por un lado la flora de las praderas en la zona media e interna de las rías (COR1, COR2, BOU, PES, SOU, POU, CRI, PCA) y por otro lado las praderas situadas en la zona externa y media de las rías (SAL, OSB, BEI, EST, CAN, MAR, TRA, PAN, POR). La flora de la ría Ares-Betanzos difiere del resto y muestra una mayor dispersión. El nMDS muestra patrones más claros respecto a la posición de las localidades en las rías. La flora de las zonas semi-interna (3) e interna (4) es distintiva entre ellas y respecto a las zonas externa (1) y semi-externa (2). Por el contrario, la flora de las zonas externa y semi-externa muestra un cierto solapamiento en el nMDS. Sin embargo, la flora asociada de algunas localidades, como Felipe (FEL), fue más similar a la flora de localidades de posiciones diferentes a la suya, como Estruxeira (EST) (Fig. 33). Las dispersiones de las distancias de los centroides calculados no son homogéneas ( $P_{\text{perm}} = 0.001$ ) probablemente debido que el número de localidades con la misma posición no está balanceado (Posiciones: 1=7 localidades, 2=8 localidades, 3=6 localidades, 4=7 localidades) (Fig. 33). Por lo tanto las dispersiones son menos constantes entre los grupos.



**Tabla 5.** Resultados del test PERMANOVA multivariante para diferencias entre rías (Ría = Ri) y posición de la localidad dentro de la ría (Position = Po) en el porcentaje de la cobertura de las especies de macroalgas del sustrato. Análisis desarrollados a partir de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Ria = Ri	3	22085	10,685	<b>0,001</b>
Posición = Po(Ri)	5	20367	9,8543	<b>0,001</b>
Residual	131	2066,8		



**Figura 33.** Ordenación nMDS de las distancias entre centroides para el % de cobertura de flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* calculada a partir de una matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Los símbolos y colores corresponden a la posición de las localidades en las rías (externo = triángulo, semi-externo = rombo, semi-interno = cuadrado y interno = círculo). El texto incluye una letra que indica las rías (A=Arousa, B=Ares-Betanzos, F=Ferrol y V=Vigo), seguido de las tres primeras letras del nombre de las localidades.

El análisis SIMPER mostró que en función de las posiciones que se comparen, variaba el grupo de especies representativas (Tabla 6). El alga verde alóctona *Ulva australis* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud en cuatro (1vs.2, 1vs.4, 2vs.4, 3vs.4) de las seis comparaciones, con mayores coberturas medias en la posición 4 ( $14.69 \pm 14.61$ , media  $\pm$  SD,  $n = 35$ ), seguida de la posición 2 ( $8.80 \pm 7.57$ ,  $n = 40$ ), de la 1 ( $2.89 \pm 4.97$ ,  $n = 35$ ) y de la 3 ( $0.57 \pm 1.83$ ,  $n = 30$ ). *Ectocarpus siliculosus* fue la segunda especie más relevante en cuanto a su contribución a la disimilitud en dos (1vs.3 y 2vs.3) de las seis comparaciones, registrando mayores coberturas medias en la posición 3 ( $16.10 \pm 24.48$ ), seguida de la posición 1 ( $1.46 \pm 3.70$ ) y de la 2 ( $0.43 \pm 1.75$ ). *Gracilaria gracilis* fue la tercera especie más relevante, ya que diferenciaba en segundo lugar en tres pares de comparaciones (1vs.3, 1vs.4 y 2vs.4) en el

análisis SIMPER. Se registraron sus mayores coberturas en la posición 4 ( $8.86 \pm 8.02$ ), seguida de la 3 ( $6.17 \pm 7.69$ ), de la 1 ( $2.37 \pm 3.70$ ) y por último de la 2 ( $1.00 \pm 2.09$ ). *Ulva rigida* diferenciaba en segundo lugar en la comparación 1vs.2 registrando mayor cobertura en la posición externa ( $5.43 \pm 11.79$ ) que en la semi-externa ( $2.45 \pm 3.82$ ).

**Tabla 6.** Análisis SIMPER indicando la contribución ( $\delta_i$ ) de las especies más importantes (contribución individual > 2%) a la media de la disimilaridad de Bray-Curtis entre posiciones en la ría.  $\delta_i\%$  porcentaje de la contribución. Cobertura media de especies (en %) en posiciones externas ( $C_1$ ), semi-externas ( $C_2$ ), semi-internas ( $C_3$ ) e internas ( $C_4$ ).

Especies	C <sub>1</sub> %	C <sub>2</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Ulva australis</i>	2,9	8,8	10,4	1,31	13,1	13,1
<i>Ulva rigida</i>	5,4	2,45	6,96	0,65	8,79	21,9
<i>Gracilaria dura</i>	0	4,73	4,32	0,45	5,46	27,3
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,9	2,78	4,24	0,78	5,36	32,7
<i>Gracilaria gracilis</i>	2,4	1	3,52	0,74	4,45	37,1
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1,5	0,43	2,22	0,52	2,81	40
<i>Ceramium secundatum</i>	1,8	0,68	2,22	0,82	2,8	42,8
<i>Asperococcus bullosus</i>	0,1	1,53	2,09	0,4	2,64	45,4
<i>Ulva clathrata</i>	0,9	1,2	1,87	0,6	2,37	47,8
<i>Dasysiphonia japonica</i>	1,3	0,75	1,81	0,56	2,29	50,1
Especies	C <sub>1</sub> %	C <sub>3</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1,5	16,1	14,6	0,77	17,3	17,3
<i>Gracilaria gracilis</i>	2,4	6,17	8,21	0,89	9,71	27
<i>Ulva rigida</i>	5,4	0,07	5,94	0,55	7,02	34
<i>Ulva australis</i>	2,9	0,57	3,9	0,62	4,61	38,6
<i>Ceramium secundatum</i>	1,8	3,53	3,88	0,82	4,58	43,2
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,9	0,9	3,42	0,61	4,05	47,2
<i>Feldmannia mitchelliae</i>	0,1	2,17	2,21	0,51	2,61	49,8
<i>Cutleria multifida</i>	0,9	0,7	1,89	0,43	2,23	52,1
<i>Zostera noltei</i>	0	1,23	1,75	0,47	2,07	54,1
Especies	C <sub>1</sub> %	C <sub>4</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Ulva australis</i>	2,9	14,7	17,8	1,17	21,1	21,1
<i>Gracilaria gracilis</i>	2,4	8,86	11	1,02	13,1	34,2
<i>Ulva rigida</i>	5,4	0,03	6,27	0,56	7,45	41,7
<i>Dictyota dichotoma</i>	1,9	0,09	2,76	0,68	3,28	45
<i>Ceramium secundatum</i>	1,8	0,74	2,07	0,77	2,46	47,4
<i>Dasysiphonia japonica</i>	1,3	0	1,9	0,67	2,26	49,7
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1,5	0,26	1,81	0,49	2,15	51,8
Especies	C <sub>2</sub> %	C <sub>3</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	0,4	16,1	15,3	0,73	17	17
<i>Ulva australis</i>	8,8	0,57	11,8	1,24	13,1	30,1
<i>Gracilaria gracilis</i>	1	6,17	9,36	0,82	10,4	40,5
<i>Dictyota dichotoma</i>	2,8	0,9	4,6	0,62	5,11	45,6
<i>Gracilaria dura</i>	4,7	0	4,54	0,44	5,05	50,7
<i>Ceramium secundatum</i>	0,7	3,53	4,1	0,76	4,55	55,2
<i>Ulva rigida</i>	2,5	0,07	3,46	0,62	3,84	59,1
<i>Asperococcus bullosus</i>	1,5	0,37	2,5	0,42	2,78	61,8
<i>Feldmannia mitchelliae</i>	0	2,17	2,27	0,48	2,52	64,4
<i>Zostera noltei</i>	0	1,23	2,11	0,41	2,34	66,7

Especies	C <sub>2</sub> %	C <sub>4</sub> %	δ <sub>i</sub>	δ <sub>i</sub> /SD(δ <sub>i</sub> )	δ <sub>i</sub> %	Σδ <sub>i</sub> %
<i>Ulva australis</i>	8,8	14,7	18,2	1,14	23,5	23,5
<i>Gracilaria gracilis</i>	1	8,86	14	1,07	18,1	41,6
<i>Gracilaria dura</i>	4,7	0	4,78	0,45	6,17	47,8
<i>Dictyota dichotoma</i>	2,8	0,09	3,96	0,66	5,12	52,9
<i>Ulva rigida</i>	2,5	0,03	3,61	0,66	4,66	57,6
<i>Asperococcus bullosus</i>	1,5	0,09	2,41	0,41	3,11	60,7
<i>Ulva clathrata</i>	1,2	0,43	1,8	0,59	2,32	63
<i>Chaetomorpha aerea</i>	0,1	0,86	1,59	0,56	2,05	65,1
Especies	C <sub>3</sub> %	C <sub>4</sub> %	δ <sub>i</sub>	δ <sub>i</sub> /SD(δ <sub>i</sub> )	δ <sub>i</sub> %	Σδ <sub>i</sub> %
<i>Ulva australis</i>	0,6	14,7	20,6	1,16	25,3	25,3
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	16	0,26	15,5	0,73	19	44,3
<i>Gracilaria gracilis</i>	6,2	8,86	13,6	1,05	16,7	61
<i>Ceramium secundatum</i>	3,5	0,74	3,94	0,73	4,84	65,8
<i>Feldmannia mitchelliae</i>	2,2	0	2,34	0,49	2,87	68,7
<i>Zostera noltei</i>	1,2	0	2,11	0,46	2,59	71,3

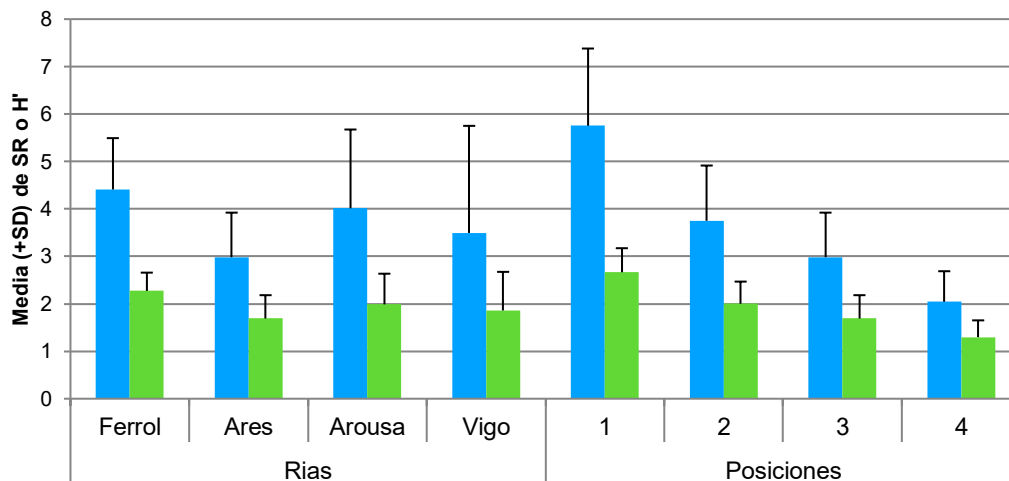
La riqueza específica (SR) y el índice de diversidad de Shannon (H') de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* presentaron diferencias significativas en función de las rías y de la posición dentro de la ría (Tabla 7). La riqueza específica registró el valor máximo en la ría de Ferrol ( $4.41 \pm 1.08$ , media  $\pm$  SD,  $n = 25$ ) y el mínimo en la ría de Ares ( $2.98 \pm 0.94$ ,  $n = 30$ ) (Fig. 34). El mismo patrón se registró para el índice de diversidad de Shannon con Ferrol registrando el valor máximo ( $2.27 \pm 0.39$ ) y Ares el valor mínimo ( $1.69 \pm 0.49$ ). Se observó un descenso de la riqueza específica desde la parte externa de la ría hasta la interna, así el mayor valor se registró en la posición externa ( $5.75 \pm 1.73$ ,  $n=35$ ) y el menor en la interna ( $2.04 \pm 0.64$ ,  $n = 35$ ). La misma pauta se detectó en el índice de diversidad de Shannon en función de las posiciones en la ría, alcanzando el valor máximo la posición externa ( $2.67 \pm 0.51$ ) y el mínimo la posición interna ( $1.30 \pm 0.35$ ). Además del número medio de especies, también se observó un descenso en el número total de especies desde el exterior al interior de las rías, registrándose en la zona externa 73 especies, en la semi-externa 54 especies, en la semi-interna 53 y en la interna 34 especies (Fig. 34).

También se produjo un descenso del número de especies con una cobertura media  $\geq 1\%$  desde el exterior al interior de las rías. Se registraron siete especies en la zona más externa de las rías, por orden de cobertura media descendente, *Ulva rigida*, *U. australis*, *Gracilaria gracilis*, *Dictyota dichotoma*, *Ceramium secundatum*, *Ectocarpus siliculosus* y *Dasysiphonia japonica*. En la posición semi-externa de las rías se registraron siete especies con cobertura  $\geq 1\%$  (*U. australis*, *G. dura*, *D. dichotoma*, *U. rigida*, *Asperococcus bullosus*, *U. clathrata* y *G. gracilis*), en la semi-interna 6 especies (*E. siliculosus*, *G. gracilis*, *C. secundatum*, *Feldmannia mitchelliae*, *Zostera noltei* y *Colaconema daviessi*) y en la interna sólo 2 especies (*U. australis* y *G. gracilis*). El gradiente de condiciones ambientales a lo largo de las rías también se ve reflejado en la abundancia de especies con coberturas medias mayor al 1% que son más abundantes en la zona externa. *Ulva rigida* y *Dictyota dichotoma* estuvieron presentes en los dos sectores más externos de las rías por lo que tendrían preferencia por los fondos de carácter oceánico. *Dasysiphonia japonica* sólo estuvo presente en la parte externa de las rías por lo que su

preferencia por los fondos oceánicos sería más marcada que la de *U. rigida* y *D. dichotoma*. *Ectocarpus siliculosus*, pero también *Ceramium secundatum*, *Colaconema daviessi* y *Feldmannia mitchelliae* se recolectaron con mayores coberturas en la zona semi-interna, la cual está formada únicamente por las praderas de la ría de Ares-Betanzos, y en menor medida en la zona externa. *Zostera noltei* sólo estuvo presente en Ares-Betanzos, formando praderas mixtas junto a *Z. marina*. Además, *Z. noltei* también estuvo presente en las dos praderas de la ría de Ortigueira si bien estas praderas no se han incluido en los análisis estadísticos. *Gracilaria gracilis* y *U. australis* se encontraron con elevadas coberturas medias de manera ininterrumpida en cada ría, excepto *U. australis* que en la zona semi-interna registró una cobertura media menor.

**Tabla 7.** PERMANOVA univariante testando diferencias en los índices de diversidad (SR = riqueza específica y H' = índice de Shannon) de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* entre rías (Ría) y posición dentro de la ría (Posición). Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas sin transformar.

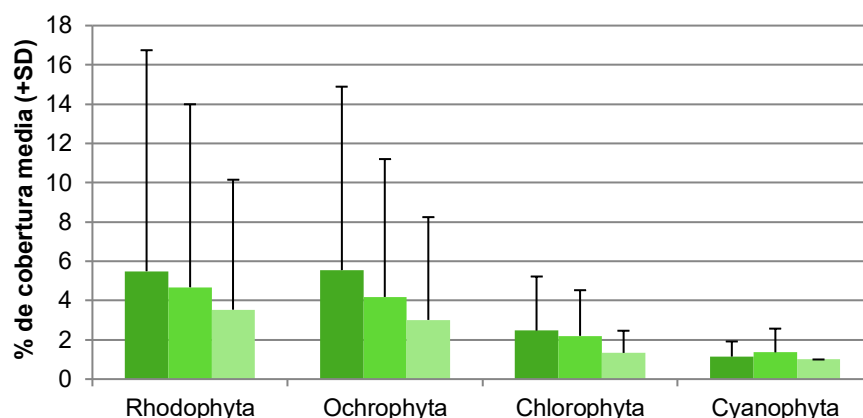
Source	df	SR			H'		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
Ría = Ri	3	13,238	14,907	<b>0,001</b>	1,4918	8,579	<b>0,001</b>
Posición = Po(Ri)	5	58,409	65,77	<b>0,001</b>	7,0934	40,792	<b>0,001</b>
Residual	131	0,8881			0,1739		



**Figura 34.** Media (+SD) de la riqueza específica (SR, barras azules) y del índice de Shannon (H', barras verdes) para la cobertura de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* para cada ría (Ferrol, Ares, Arousa, Vigo) y cada posición dentro de la ría (1=Externa, 2=Semi-externa, 3=Semi-interna, 4=Interna).

### Flora epifita en las hojas de *Zostera marina*

Se han registrado 61 especies de macroalgas epifitas en las hojas de *Zostera marina*, de las cuales 1 Cyanobacteria, 37 fueron Rhodophyta, 15 Ochrophyta y 8 Chlorophyta. La mayor carga de epifitos se produjo en la parte distal de la hoja, seguida de la parte media y la parte basal de la hoja, excepto para Cyanobacteria que tuvo las mayores coberturas en la parte media de la hoja (Fig. 35-39).



**Figura 35.** Promedio (+SD) del % de cobertura de flora epifitas por phylum en las hojas de *Zostera marina* en el parte distal (azul), media (verde) y basal (amarillo).

Dos formas funcionales, filamentosas (23 especies) y filiformes (23 especies), agrupan la mayor diversidad funcional de la flora epifítica de *Zostera marina*. Las especies foliosas, tanto delgadas como intermedias, también fueron comunes (siete y seis especies, respectivamente), mientras que las especies filiformes corticadas y costrosas fueron raras (tres y una especie, respectivamente). Nunca se observaron grupos funcionales corticados foliosos y calcáreas articuladas.

La cobertura media de las macroalgas epifitas en las hojas de *Zostera marina* es baja. La tabla 8 muestra que la categoría 2 (0,007 - 0.033% de cobertura) es la más común, mientras que la categoría 5 (10-73% de cobertura) es rara. Algunas especies se observaron ocasionalmente cubriendo un alto porcentaje de las hojas, como *Pneophyllum fragile* (hasta 73.00%), *Colaconema daviessi* (hasta 16.23%), *Ectocarpus siliculosus* (hasta 29.60%) o *Rhodophysemma georgei* (hasta 5.23%).

Diez especies fueron más abundantes y comunes, ya que fueron encontradas en prácticamente todos los sitios de muestreo. Entre ellas, *Colaconema daviessi*, *Porphyrostromium ciliare*, *Erythrotrichia bertholdii* y *E. carnea* son algas rojas de pequeño porte (<5 mm) con morfologías filamentosas o foliosas. *Ceramium secundatum*, *Gayliella flaccida* y *Polysiphonia fibrillosa* son algas rojas filiformes cuyo talo puede tener hasta 1 cm de longitud. Las algas pardas *Ectocarpus fasciculatus* y *E. siliculosus* son especies filamentosas que pueden ser de hasta 2 cm de longitud.

**Tabla 8.** Distribución y abundancia de epifitos sobre *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. **Sitios de muestreo:** REO = Ría del Eo, CIB = San Cibrao, BAR = Ría de Barqueiro, ORT = Ría de Ortigueira, FER = Ferrol, ARR= Ares-Redes, SAD = Sada, CAM = Camariñas, SAL = Sálvora, COR = Cortegada, TOX = A Toxa, ALD = Aldán, SIM = San Simón, VIG = Ría de Vigo y BAI = Baiona. **Escala de abundancia** (1 = media mayor que el mínimo y menor que el primer cuartil; 2 = media mayor o igual que el primer cuartil y menor que el segundo cuartil; 3 = media mayor o igual que el segundo cuartil y menor que el tercer cuartil, 4 = media mayor o igual que el tercer cuartil y menor que el cuarto cuartil; 5 = media mayor o igual que el cuarto cuartil y menor que el valor máximo. **Grupos morfofuncionales** (1 = unicelular; 2 = foliosa delgada; 3 = foliosa media; 4 = foliosa gruesa; 5 = filamentosos; 6 = filiforme; 7 = corticado filiforme; 8 = calcáreas articuladas; 9 = costrosas) según García-Fernández & Bárbara (2016) modificado de Littler & Littler (1984) y Steneck & Dethier (1994). Las especies de estadios juveniles están marcados con “+”.

JUV	MO	ESPECIES	REO	CIB	BAR	ORT	FER	ARR	SAD	CAM	SAL	COR	TOX	ALD	SIM	VIG	BAI
		Profundidad de las praderas de <i>Zostera marina</i> (m)	0	2	1.5	0.5-1	1-3	0.5-1	0.5-1.5	1.5	2	0.2-0.3	0.5-1	2-4	+0.5-2	0-1	1.5-4
		Área del sector o ría (km <sup>2</sup> )	8.5	1.8	10	38	21	1.8	0.91	15	1.9	1.9	15	8	23	145	8
		Número de especies	7	25	18	10	36	19	18	17	5	18	19	23	13	18	24
		<b>Ochrophyta</b>															
		6 <i>Asperococcus scaber</i> Kuckuck														1	
		6 <i>Cladosiphon zosterae</i> (J. Agardh) Kylin					4	4		4			2	4		3	2
+	3	<i>Cutleria multifida</i> (Turner) Greville		2													
+	3	<i>Desmarestia ligulata</i> (Stackhouse) J.V.Lamoureux							2								
+	3	<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) J.V. Lamoureux					2		1					1		1	2
	5	<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey	4	4	4	3	3			4			3	3	4	4	4
	5	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye			2	4	4	4	4	4		5		3	3	3	2
	5	<i>Feldmannia globifera</i> (Kützling) Hamel					4	3	2		2	1	1	2		1	
	5	<i>Hincksia granulosa</i> (J.E. Smith) P.C. Silva		2	3		2										1
	5	<i>Hincksia hincksiae</i> (Harvey) P.C. Silva							2					4		2	
	6	<i>Litosiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey					3										
	6	<i>Myriotrichia claviformis</i> Harvey				2	1	4	4			1			1	2	3
	6	<i>Navicula</i> sp.	5									4			1		
+	7	<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt															1
	6	<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh			3			2					1				1
+	3	<i>Taonia atomaria</i> (Woodward) J. Agardh															2
		<b>Rhodophyta</b>															
+	2	<i>Acrosorium ciliolatum</i> (Harvey) Kylin					1			1							
	5	<i>Aglaothamnion cordatum</i> (Børgesen) Feldmann-Mazoyer															2
	5	<i>Aglaothamnion hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand															1
	5	<i>Aglaothamnion pseudobyssoides</i> (P.L. Crouan et H.M. Crouan) Halos	2	2			1							2	1		1
+	5	<i>Anotrichum furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock		2	2									1			2
	5	<i>Antithamnion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli		1			3						1	2			3
	5	<i>Antithamnionella tenuifolia</i> (J.D. Hooker et Harvey) Lyle			2		3							1			3
+	2	<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh					1										
	5	<i>Callithamnion corymbosum</i> (J.E. Smith) Lyngbye					3	2									
+	5	<i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gray															1
	6	<i>Ceramium cimbriacum</i> H.E. Petersen		1			4	1						1			
	6	<i>Ceramium echinotum</i> J. Agardh		2	1												
+	6	<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye	2	2	3	2	4	4	3	2		2	2	1	3	3	2
	6	<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey					3										
+	6	<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne						3									
+	6	<i>Chondria dasphyllia</i> (Woodward) C. Agardh					4		1								
+	6	<i>Chylocladia verticillata</i> (Lightfoot) Bliding		2			4	4	2				1				
	5	<i>Colaconema daviesii</i> (Dillwyn) Stegenga	4	4	2	4	4	4	4	2	4	5	4	4	3	4	4
+	5	<i>Composhamnion thuyoides</i> (J.E. Smith) Nägeli		1													
+	2	<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L. Newton		2													
	6	<i>Dasya hutchinsiae</i> Harvey		2										1			
+	6	<i>Dasya sessilis</i> Yamada		2													
+	6	<i>Dasyasiphonia japonica</i> (Yendo) H. S. Kim		1			4										1
	5	<i>Erythrotrichia bertholdii</i> Batters	3	3	4	1	4	2	2	2		3		2	1	2	
	5	<i>Erythrotrichia camea</i> (Dillwyn) J. Agardh	3	3			4	4	4	3	2	3	3	3	2	3	
	6	<i>Gayiella flaccida</i> (Harvey ex Kützling) T.O. Cho et L.J. McIvor		4	3	4	4	2	2				1	1		3	2
	6	<i>Gayiella mazoyerae</i> T.O. Cho, Fredericq et Hommersand											1				
+	2	<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) F.S. Collins et Hervey			1												
+	7	<i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye												1			
+	7	<i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo												1			
	6	<i>Melanothamnus harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tapia et Maggs					4	3	3			4	2	2		4	3
	9	<i>Pneophyllum fragile</i> Kützling		4	3	4	5		3	4	5	4	4	5	4	5	4
	6	<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel			3	1	4	4	2			4	2	4		3	2
	2	<i>Porphyrostromium boryanum</i> (Montagne) P.C. Silva					3			2							
	6	<i>Porphyrostromium ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne	1	2	4		4	2		4	2	2					
+	2	<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus et Brodie		3			2	2		2							
	2	<i>Rhodophysema georgei</i> Batters			2		4			4			4	4		4	3
+	5	<i>Rhodothamnella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann					2			2							
+	5	<i>Spermothamnion repens</i> (Dillwyn) Rosenvinge												1			
	5	<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) K.M. Drew		3			3		3	2		2	2		1		
		<b>Chlorophyta</b>															
	5	<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützling					1										
+	5	<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützling										1					
+	5	<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützling							1	2					1		
+	3	<i>Ulva australis</i> Areschoug										2		2			
	6	<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh					2					1					
+	3	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus		3			1	1				2					
	6	<i>Ulva torta</i> (Mertens) Trevisan		3	2	3			2			4	1		2	3	

Nueve especies han sido encontradas exclusivamente como epifitos sobre las hojas en las praderas de *Zostera marina*: *Cladosiphon zosterae*, *Ectocarpus fasciculatus*, *E. siliculosus*, *Feldmannia globifera*, *Litosiphon laminariae*, *Myriotrichia clavaeformis*, *Pneophyllum fragile*, *Polysiphonia fibrillosa* y *Rhodophysema georgei*. Por el contrario, otras especies epifíticas también pueden ser encontradas creciendo sobre el sustrato sedimentario adyacente a las praderas marinas, como *Cutleria multifida*, *Hincksia* spp., *Aglaothamnion* spp., *Ceramium* spp., *Dasya* spp. o *Ulva* spp.

Gran parte de las especies registradas solo se encontraron como estadios juveniles (43%). Por ejemplo, especímenes de las algas pardas (*Cutleria multifida*, *Desmarestia ligulata*, *Dictyota dichotoma*, *Taonia atomaria*, *Sargassum muticum*), así como las algas rojas (*Apoglossum ruscifolium*, *Callithamnion tetragonum*, *Compsothamnion thuyoides*, *Dasya sessilis*, *Dasysiphonia japonica*, *Hypoglossum hypoglossoides*) y las algas verdes (*Cladophora hutchinsiae*, *Ulva australis*) fueron encontradas en las hojas de *Zostera marina*, pero tenían menos de 1.5 cm de longitud y carecían de estructuras reproductoras, por lo que eran ejemplares inmaduros.

La identificación de epifitos a veces es un desafío porque gran parte de los especímenes se encontraron en estadios juveniles e inmaduros. Por lo tanto, algunos de los caracteres vegetativos y reproductivos clave necesarios para las identificaciones morfológicas no se desarrollaron adecuadamente. Con el fin de facilitar la identificación de las macroalgas epifitas de las hojas de *Zostera marina*, se proporciona una clave de identificación que se puede utilizar independientemente de la madurez de los especímenes.

#### Clave de identificación de las algas epifitas sobre *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica

- |    |   |                       |
|----|---|-----------------------|
| 1a | Algas verdes. Talo filamentoso, laminar o tubular _____   | 2                     |
| 1b | Algas pardas. Talo filamentoso, filiforme o laminar _____   | 5                     |
| 1c | Algas rojas. Talo filamentoso, filiforme o laminar _____  | 12                    |
| 2a | Talo laminar distromático y células principalmente con un pirenoide. _____  |                       |
|    | _____ <i>Ulva australis</i>   |                       |
| 2b | Talo tubular _____  | 3                     |
| 2c | Talo filamentoso, típicamente ramificado varias veces _____   | 4                     |
| 3a | Talo enteramente tubular (30-50 µm de diámetro), no ramificado y compuesto por hasta 8 células de perímetro _____   | <i>Ulva torta</i>     |
| 3b | Talo enteramente tubular (> 100 µm), ramificado, generalmente con proyecciones espinosas. Plastos cubriendo toda la célula y conteniendo 5-15 pirenoides _____                    | <i>Ulva clathrata</i> |
| 3c | Talo tubular (ramificado o no ramificado), ocasionalmente comprimido en las partes superiores. Células dispuestas en filas cortas o largas. Plasto acopado con un pirenoide _____ | <i>Ulva compressa</i> |



- 4a Célula apical 10-20  $\mu\text{m}$  de diámetro. Crecimiento ligeramente acropetalo solo en plantas jóvenes \_\_\_\_\_ *Cladophora albida*
- 4b Célula apical <90  $\mu\text{m}$  de diámetro. Ejes principales ramificados pseudodicotómicamente. Últimas ramas acropétalas. Ramas generalmente falcadas \_\_\_\_\_ *Cladophora laetevirens*
- 4c Célula apical > 90  $\mu\text{m}$  de diámetro. Crecimiento ligeramente acropetalo solo en plantas jóvenes \_\_\_\_\_ *Cladophora hutchinsiae*
- 5a Talo acintado \_\_\_\_\_ 6
- 5b Talo filamentos, ramificado varias veces \_\_\_\_\_ 7
- 5c Talo filiforme o cilíndrico \_\_\_\_\_ 10
- 6a Ramificación pinnada y opuesta. Ápice atenuado, con pelos marginales. Crecimiento uniaxial \_\_\_\_\_ *Desmarestia ligulata*
- 6b Ramificación dicotómica, regular. Ápice obtuso, sin pelos marginales. Algunas plantas juveniles son cilíndricas \_\_\_\_\_ *Dictyota dichotoma*
- 6c Ramificación dicotómica, irregular. Ápice romo, con pelos marginales \_\_\_\_\_ *Cutleria multifida*
- 6d Ramificación dicotómica, irregular. Ápice romo, sin pelos marginales. Hoja principalmente con bandas transversales en vista de superficie *Taonia atomaria*
- 7a Plastos acintados (2-3 por célula) cada uno con varios pirenoides \_\_\_\_\_ 8
- 7b Plastos discoidales (> 10 por célula) cada uno con un pirenoide \_\_\_\_\_ 9
- 8a Eje principal más ancho que los ejes secundarios. Esporocistes pluriloculares <100  $\mu\text{m}$  de largo, 2-4 veces más largos que anchos \_ *Ectocarpus fasciculatus*
- 8b Ejes principales y secundarios de diámetro similar. Esporocistes pluriloculares 100-200  $\mu\text{m}$  de largo, 7-8 veces más largos que anchos *Ectocarpus siliculosus*
- 9a Filamentos (40-60  $\mu\text{m}$ ) generalmente ramificados unilateralmente. Esporocistes pluriloculares globosos, dispuestos en series densas \_\_\_\_\_ *Hincksia hincksiae*
- 9b Filamentos (70-100  $\mu\text{m}$ ) usualmente ramificados en forma opuesta. Esporocistes pluriloculares globulares, sésiles y generalmente aislados \_\_\_\_\_ *Hincksia granulosa*
- 9c Filamentos de 35-60  $\mu\text{m}$  de diámetro. Esporocistes pluriloculares pedicelados \_ *Feldmannia globifera*
- 10a Ejes y ramas flexibles, conteniendo numerosas células bacilares *Navicula* sp.
- 10b Plantas juveniles cilíndricas y rígidas (<1 cm de largo y 1 mm de ancho) \_\_\_\_\_ *Sargassum muticum*
- 10c Talo filiforme (divisiones celulares transversales y longitudinales conspicuas en la vista superficial), que crecen desde una célula apical oscura. Propagulos frecuentes \_\_\_\_\_ *Sphacelaria cirrosa*
- 10d Talo diferente \_\_\_\_\_ 11
- 11a Talo cilíndrico (<5 mm de largo) que crece en grupos y que lleva pelos apicales y laterales. Soros de esporocistes pluriloculares que sobresalen \_\_\_\_\_

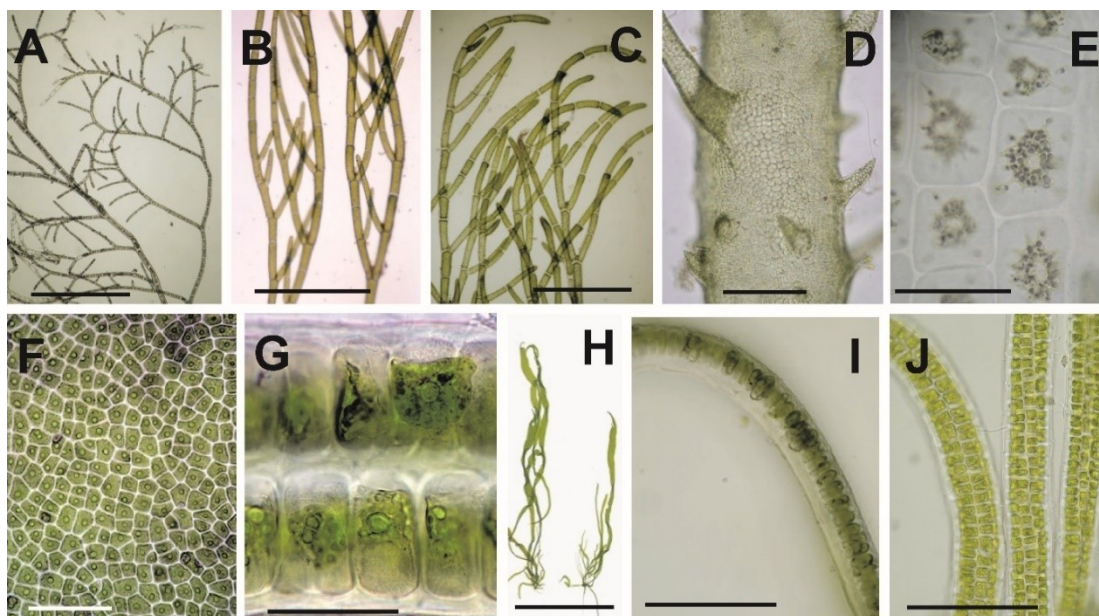


	_____ <i>Asperococcus scaber</i>	
11b	Talo cilíndrico (> 5 mm de largo) aislado o en grupos. Sólo pelos laterales. Esporocistes pluriloculares no sobresalientes _____ <i>Litosiphon laminariae</i>	
11c	Talo joven filamentosos, filiforme y de aspecto noduloso en la madurez (> 5 mm de largo) y. Esporocistes uniloculares y pluriloculares de desarrollo simultáneo _____ <i>Myriotrichia clavaeformis</i>	
11d	Talo filiforme multiaxial. Esporocistes uniloculares en la superficie del talo y esporocistes pluriloculares en filamentos cortos _____ <i>Cladosiphon zosterae</i>	
12a	Talo calcificado, costroso, discoidal (<1 cm). Estructuras reproductoras alojadas en conceptáculos sobresalientes. Tetrasporociste zonado _____ <i>Pneophyllum fragile</i>	
12b	Talo formando estructuras subesféricas (<1 mm de diámetro). Tetrasporociste cruzado _____ <i>Rhodophysema georgei</i>	
12c	Talo con ramas estranguladas a intervalos _____ 13	
12d	Talo con morfología diferente _____ 14	
13a	Ramificación helicoidal. Segmentos de eje y ramas más largos que anchos. Cistocarpio esférico y sin ostiolo _____ <i>Chylocladia verticillata</i>	
13b	Ramificación alterna o irregular, raramente helicoidal. Segmentos ligeramente comprimidos y más cortos que anchos. Cistocarpio cónico con ostiolo _____ _____ <i>Champia parvula</i>	
13c	Ramificación generalmente dicotómica. Segmentos más largos que anchos. Cistocarpio con ostiolo prominente _____ <i>Lomentaria articulata</i>	
13d	Ramificación opuesta. Ramas contiguas soldadas _____ <i>Lomentaria hakodatensis</i>	
14a	Talo filamentosos, filiforme, laminar o similar a una cinta, monostromático, membranoso y translúcido en todas partes. Estructura simple, sin corticación. Sinapsis no visibles al microscopio óptico _____ 15	
14b	Talo laminar o similar a una cinta, membranoso y translúcido, generalmente monostromático. Sinapsis visibles al microscopio óptico _____ 19	
14c	Talo filamentosos, filiforme o cilíndrico. Sinapsis visibles al microscopio óptico 22	
15a	Talo laminar o acintado _____ 16	
15b	Talo filamentosos _____ 17	
15c	Talo filiforme _____ 18	
16a	Talo laminar, monostromático y orbicular. En la base, disco multicelular con abundantes células rizoidales. Soros masculinos dispuestos en líneas radiales _____ <i>Pyropia leucosticta</i>	
16b	Talo laminar, monostromático y alargado (<5 mm de ancho). En la base, disco multicelular sin células rizoidales _____ <i>Porphyrostromium boryanum</i>	
17a	Talo filamentosos no ramificado. Fijación mediante una célula basal _____ _____ <i>Erythrotrichia carnea</i>	
17b	Talo filamentosos ramificado. Fijación mediante una célula basal <i>Stylonema alsidii</i>	
18a	Talo filiforme no ramificado, con un disco multicelular basal _____	

- \_\_\_\_\_ *Porphyrostromium ciliare*
- 18b Talo filiforme no ramificado. Fijación mediante una célula basal \_\_\_\_\_
- \_\_\_\_\_ *Erythrotrichia bertholdii*
- 19a Nervio medio conspicuo, que va desde la base hasta el ápice \_\_\_\_\_ 20
- 19b Nervio medio ausente, pero puede haber venas o engrosamientos \_\_\_\_\_ 21
- 20a Ápice redondeado. Células de la lámina pequeñas (<20 µm). Venas laterales microscópicas presentes \_\_\_\_\_ *Apoglossum ruscifolium*
- 20b Ápice atenuado. Células de la lámina grandes (> 60 µm). Venas laterales microscópicas ausentes \_\_\_\_\_ *Hypoglossum hypoglossoides*
- 21a Lámina roja a marrón rojiza, rizada y membranosa; Generalmente con margen lobulado. Venas macroscópicas visibles, al menos cerca de la base \_\_\_\_\_
- \_\_\_\_\_ *Cryptopleura ramosa*
- 21b Lámina rosa-rosada y membranosa, generalmente con modificaciones apicales en forma de gancho. Venas macroscópicas ausentes, solo venas microscópicas \_\_\_\_\_ *Acrosorium ciliolatum*
- 22a Talo filamentosos. Corticación generalmente ausente \_\_\_\_\_ 23
- 22b Talo filamentosos o filiforme, compuesto por ejes uniaxiales (entrenudos) y ejes rodeados por células periaxiales (nudos) y células corticales externas \_\_\_\_\_ 28
- 22c Talo filiforme o cilíndrico, con estructura polisifónica interna que puede ser cubierta por células corticales \_\_\_\_\_ 30
- 23a Talo compuesto por ejes erectos y postrados (<150 µm de diámetro) con ramas opuestas o verticiladas \_\_\_\_\_ 24
- 24a Filamentos erectos (40-60 µm de diámetro) con verticilo de 3 ramas. Células glandulares alojadas junto a una célula de ramas cortas \_\_\_\_\_
- \_\_\_\_\_ *Antithamnionella ternifolia*
- 24b Filamentos erectos (100-120 µm de diámetro) con ramas opuestas. Células glandulares que se encuentran junto a 2-3 células de ramas cortas \_\_\_\_\_
- \_\_\_\_\_ *Antithamnion cruciatum*
- 24c Filamentos erectos (40-70 µm de diámetro) con ramas opuestas. Ejes postrados con rizoides ventrales y ejes erectos dorsales \_\_\_\_\_
- \_\_\_\_\_ *Spermothamnion repens*
- 23b Talo compuesto por ejes erectos y postrados (<150 µm de diámetro) irregularmente ramificados \_\_\_\_\_ 25
- 25a Filamentos erectos (40-100 µm de diámetro) irregularmente ramificados. Célula con 3-8 plastos, cada uno con un pirenoide \_\_\_\_\_ *Rhodothamniella floridula*
- 25b Filamentos erectos (30-55 µm de diámetro) ramificados irregularmente, pero generalmente en un plano. Célula con un plasto parietal con un pirenoide evidente \_\_\_\_\_ *Colaenema daviessi*
- 23c Filamentos erectos sin ejes postrados extensos \_\_\_\_\_ 26

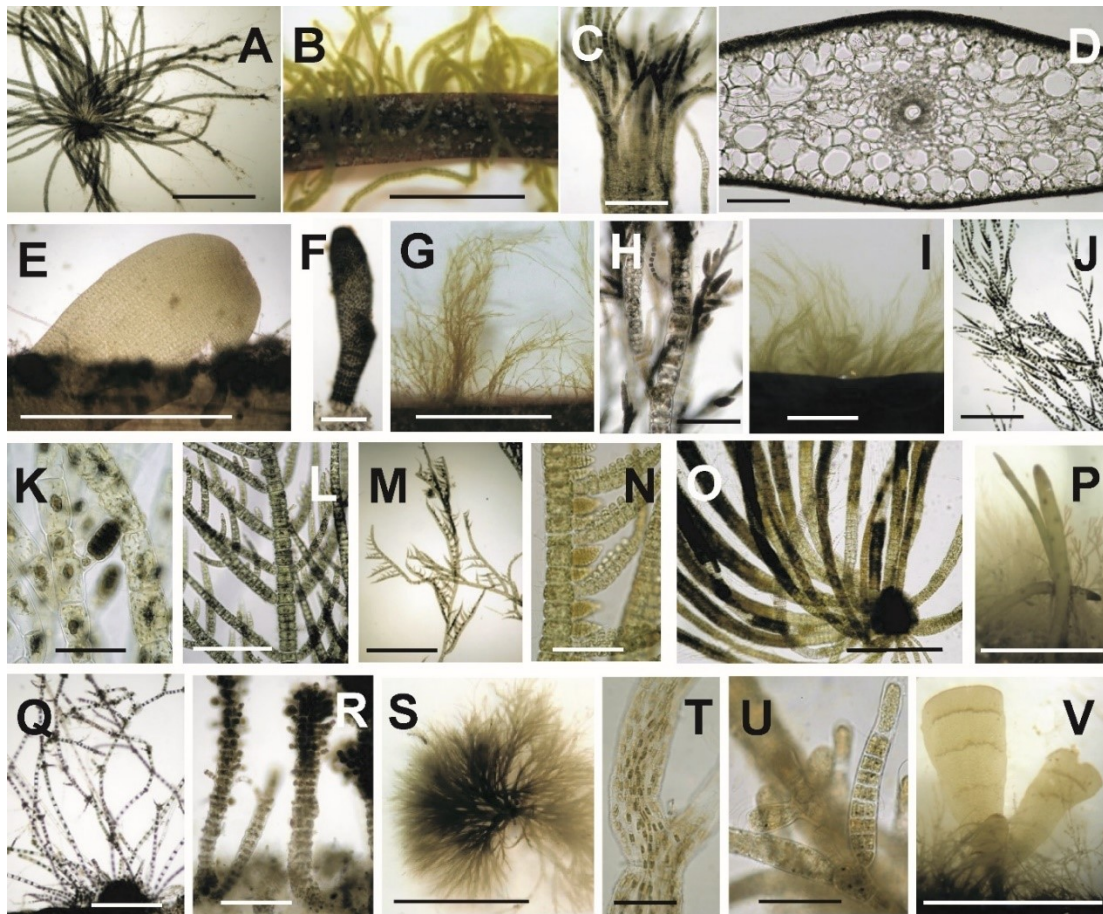
- 26a Filamentos erectos (170-260  $\mu\text{m}$  de diámetro) ramificados dicotómicamente sin extensos ejes postrados \_\_\_\_\_ *Anotrichium furcellatum*
- 26b Ejes principales (100-150  $\mu\text{m}$  de diámetro). Cada célula de la rama del primer y segundo orden lleva rámulas dísticas alternas y regulares \_\_\_\_\_ *Compsothamnion thuyoides*
- 26c Talo y ramificación diferente \_\_\_\_\_ 27
- 27a Ejes principales (20-80  $\mu\text{m}$  de diámetro) ramificados alternos-dísticos. Ápice del eje principal conspicuo \_\_\_\_\_ *Gaillona hookeri*
- 27b Ejes principales (30-85  $\mu\text{m}$  de diámetro) ramificados helicoidalmente, de modo alterno en las partes superiores. Células basales de los ejes principales más largas que anchas \_\_\_\_\_ *Aglaothamnion pseudobyssoides*
- 27c Ejes principales (45-100  $\mu\text{m}$  de diámetro) ramificados helicoidalmente, dicotómicamente en las partes superiores. Células basales de los ejes principales más largas que anchas \_\_\_\_\_ *Aglaothamnion cordatum*
- 27d Ejes principales (50-200  $\mu\text{m}$  de diámetro) compuestos por células de 6-12 veces más largas que anchas. Ramas superiores divididas dicotómicamente \_\_\_\_\_ *Callithamnion corymbosum*
- 27e Ejes principales (150-300  $\mu\text{m}$  de diámetro) compuestos por células < 6 veces más largas que anchas. Rámulas laterales terminales > 6 veces más largas que anchas, que terminan en unas mínimas (6-8  $\mu\text{m}$ ) células cónicas \_\_\_\_\_ *Callithamnion tetragonum*
- 28a Eje y ramas totalmente corticadas. Ejes que se ramifican cada 10-18 segmentos. Típicamente 8 células periaxiales \_\_\_\_\_ *Ceramium secundatum*
- 28b El talo no está completamente corticado. Espinas unicelulares sobre bandas corticales \_\_\_\_\_ *Ceramium echionotum*
- 28c El talo no está completamente corticado. Ejes bifurcados <10 segmentos. Espinas ausentes \_\_\_\_\_ 29
- 29a Eje (50-120  $\mu\text{m}$  de diámetro), con 5-6 células periaxiales y rizoides unicelulares. Células glandulares en los nudos \_\_\_\_\_ *Gayliella flaccida*
- 29b Eje (60  $\mu\text{m}$  de diámetro), con 4 células periaxiales y rizoides unicelulares. Células glandulares entre células corticales \_\_\_\_\_ *Gayliella mazoyerae*
- 29c Eje (150-200  $\mu\text{m}$  de diámetro), con 5-8 células periaxiales y rizoides multicelulares. Células glandulares ausentes. Tetrasporocistes cubiertos por células corticales \_\_\_\_\_ *Ceramium cimbricum*
- 30a Eje y ramas corticadas. Estructura polisifónica interna, pero con ramas pseudolaterales externas monosifónicas \_\_\_\_\_ 31
- 30b Eje cilíndrico densamente corticado. Estructura interna polisifónica con 5 células pericentrales \_\_\_\_\_ 32
- 30c Eje cilíndrico débilmente corticado. Estructura interna polisifónica con 4 células pericentrales \_\_\_\_\_ 33

- 31a Ejes con 5 células pericentrales. Ramificación helicoidal. Ramas pseudolaterales en ángulo agudo (<45) \_\_\_\_\_ *Dasya sessilis*
- 31b Ejes con 5 células pericentrales. Ramificación helicoidal. Ramas pseudolaterales en ángulo obtuso (80-100) \_\_\_\_\_ *Dasya hutchinsiae*
- 31c Ejes con 4 células pericentrales. Ramas disticas. Ramas pseudolaterales en ángulo obtuso (80-100) \_\_\_\_\_ *Dasysiphonia japonica*
- 32a Ápice atenuado \_\_\_\_\_ *Chondria capillaris*
- 32b Ápice obtuso, que termina en una depresión poco profunda *Chondria dasyphylla*
- 33a Corticación ausente. Plastos agrupados en las paredes radiales de las células pericentrales \_\_\_\_\_ *Melanothamnus harveyi*
- 33b Corticación presente cerca de la base. Plastos alojados en toda la célula pericentral \_\_\_\_\_ *Polysiphonia fibrillosa*

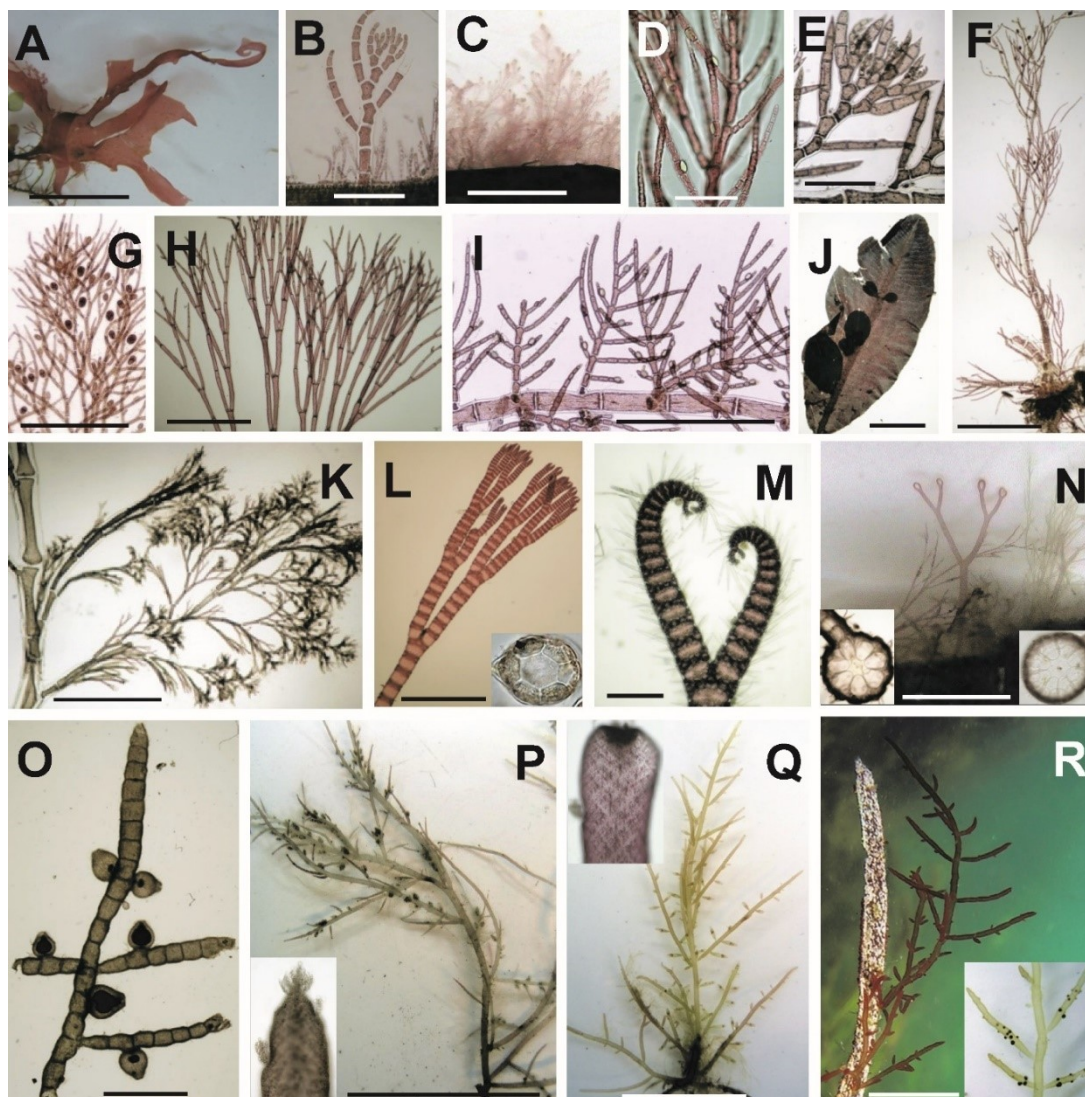


**Figura 36.** Algas verdes sobre las hojas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. A, *Cladophora albida*; B, *Cladophora hutchinsiae*; C, *Cladophora laetevirens*, ramas curvadas; D, E, *Ulva clathrata*, proliferación espinosa y plastos con varios pirenoides. (E); F, G, *Ulva australis*, vista superficial y sección transversal, células con 1 pirenoide.; H, I, *Ulva compressa*, habito (H) y sección transversal (I); J, *Ulva torta*, talo tubular de hasta 8 células de perímetro. Escalas: E, G = 50  $\mu$ m; D, F, I, J = 100  $\mu$ m; C, N = 500  $\mu$ m; 1-C = 1 mm; H = 1 cm.



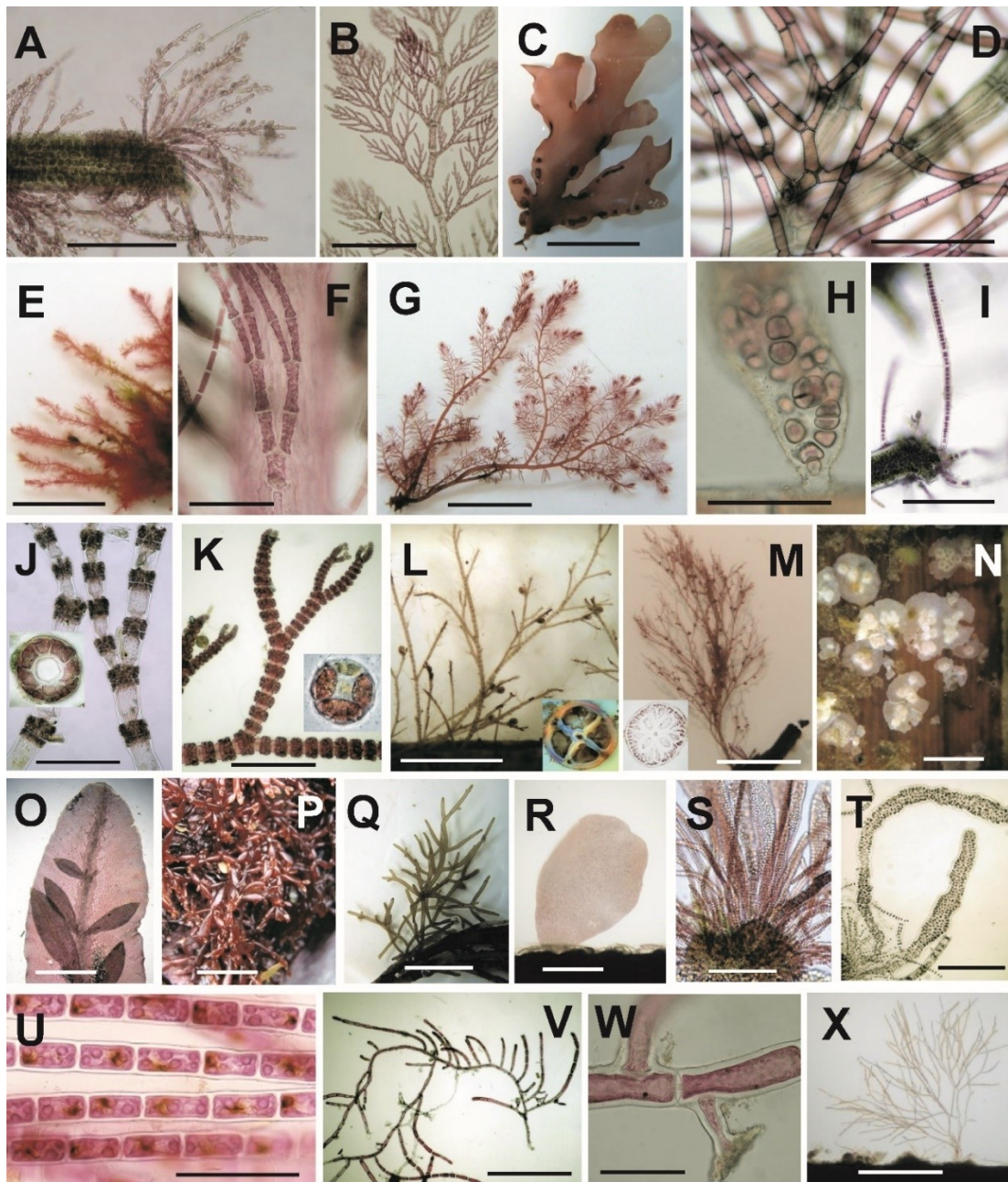


**Figura 37.** Algas pardas sobre las hojas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. A, *Asperococcus scaber*; B, *Cladosiphon zosterae* con *Pneophyllum fragile*; C, *Cutleria multifida*, ápice con pelos marginales; D, *Desmarestia ligulata*, estructura uniaxial en sección transversal; E, F, *Dictyota dichotoma*, talo acintado y cilíndrico, respectivamente; G, H, *Ectocarpus fasciculatus*, con esporocistes pluriloculares (H); I, J *Ectocarpus siliculosus*, con esporocistes pluriloculares (J); K, *Feldmannia globifera* con esporocistes pluriloculares pedicelados; L, *Hinckesia granulosa* con ramas opuestas; M, N, *Hinckesia hincksiae* con series de ramas unilaterales (M) y esporocistes multiloculares densamente dispuestos (N); O, Talo de *Litosiphon laminariae*; P, Espécimen juvenil de *Sargassum muticum*; Q, R, *Myriotrichia clavaeformis*, juvenil (Q) y ejes maduros (R); S, T, *Navicula* sp., agregación macroscópica, (S) que contiene células bacilares (T); U, Propágulo de *Sphacelaria cirrosa* con ramas constreñidas en la base y células apicales (esfacela); V, *Taonia atomaria*, vista superficial con bandas transversales. Escalas: K, N, T, U = 100  $\mu$ m; C, D, F, H, L, R = 200  $\mu$ m; J, O, Q = 400  $\mu$ m; M = 1 mm; A, B, E, G, I, P, S, V = 1 cm.



**Figura 38.** Algas rojas sobre las hojas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. A, *Acrosorium ciliolatum* con ganchos apicales; B, Tallo juvenil de *Gaillona hookeri* con *Colaonema daviessi* en la base; C, D, *Antithamnionella ternifolia*, hábito (C), Filamentos con 3 ramas verticiladas (D) con células glandulares; E, *Callithamnion tetragonum* con célula apical cónica diminuta; F *Aglaothamnion cordatum*; G, *Aglaothamnion pseudobyssoides*, con tetrasporocistes; H, *Anotrichium furcellatum*, filamentos ramificados dicotómicamente; I, *Antithamnion cruciatum*, filamentos con ramas opuestas; J, *Apoglossum ruscifolium*; K, *Callithamnion corymbosum*; L, *Ceramium cimbricum*, eje en sección transversal con 6 células periaxiales.; M, *Ceramium echionotum* con abundantes espinas unicelulares; N, *Ceramium secundatum*, hábito y ejes en sección transversal con 7 y 8 células periaxiales.; O, *Champia parvula* portando cistocarpo cónico con ostiolo.; P, *Chondria capillaris*, hábito y detalle del ápice atenuado; Q, *Chondria dasyphylla*, hábito y detalle del ápice obtuso.; R, *Chylocladia verticillata*, hábito y detalle de los cistocarpos esféricos sin ostiolo. Escalas: D = 100  $\mu$ m; M = 200  $\mu$ m; B, E, G, I = 500  $\mu$ m; F, H, J-L = 1 mm; O = 2 mm; N = 5 mm; A, C, P-R = 1 cm.

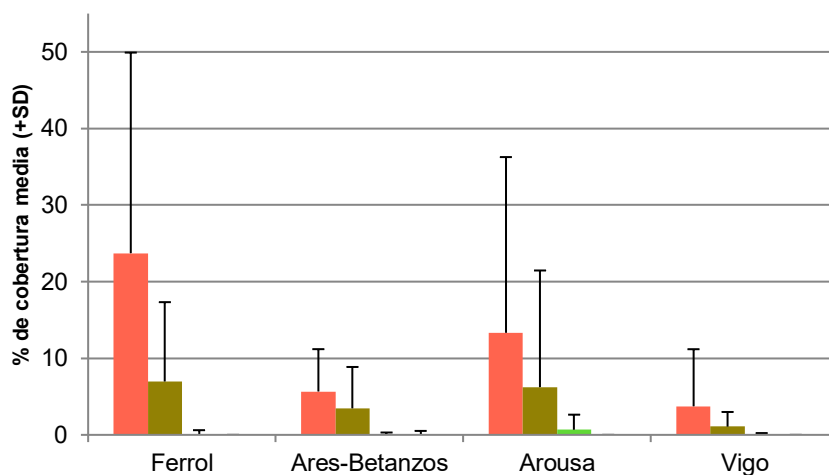




**Figura 39.** Algas rojas sobre las hojas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. A, *Colaonema daviessi*; B, *Compsothamnion thuyoides*, ramas regulares alternas-dísticas; C, *Cryptopleura ramosa*; D, *Dasya hutchinsiae*, detalle de eje y ramas pseudolaterales; E, F, *Dasya sessilis*, Detalle de ramas pseudolaterales. (F); G, *Dasysiphonia japonica*, habito; H, *Erythrotrichia bertholdii*; I, *Erythrotrichia carnea*; J, *Gayliella flaccida*, eje en sección transversal con 6 células periaxiales; K, *Gayliella mazoyerae*, eje en sección transversal con 4 células periaxiales.; L, *Melanothamnion harveyi*, eje en sección transversal con 4 células periaxiales; M, *Polysiphonia fibrillosa*, eje en sección transversal con 4 células periaxiales; N, Tallo discoidal de *Pneophyllum fragile*; O, *Hypoglossum hypoglossoides*; P, *Lomentaria articulata*; Q, *Lomentaria hakodatensis*, ramas opuestas; R, *Pyropia leucosticta*; S, *Porphyrostromium boryanum*; T, *Porphyrostromium ciliare*; U, *Rhodothamniella floridula*, célula con 3-8 plastos; V, W, *Spermothamnion repens*, ejes postrados con rizoides en posición basipeta (W); X, *Stylonema alsidii*. Escala de barras: H = 50  $\mu$ m; U, W = 100  $\mu$ m; A, F, I, J, S = 200  $\mu$ m; B, D, T = 500  $\mu$ m; N, O, V, X = 1 mm; R = 2 mm; C, E, G, L, M, P, Q = 1 cm.

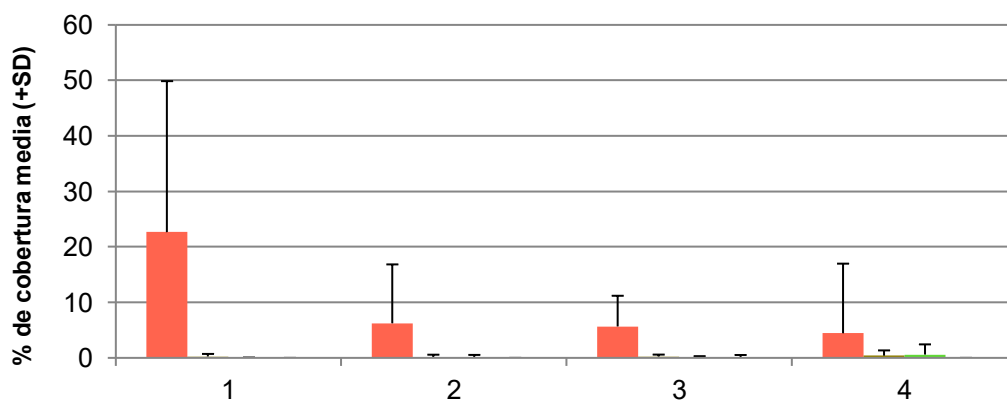


Respecto a las diferencias entre sectores de Galicia, Ferrol fue la ría que presentó las mayores coberturas medias de Rhodophyta ( $23.72 \pm 26.18$ , promedio  $\pm$  SD,  $n = 150$ ) y de Ochrophyta ( $6.97 \pm 10.36$ ) (Fig. 40). La ría de Arousa presentó las mayores coberturas medias de Chlorophyta ( $0.67 \pm 1.97$ ,  $n = 180$ ). La ría de Vigo registró las menores coberturas medias de Rhodophyta ( $3.73 \pm 7.45$ ,  $n = 330$ ) y de Ochrophyta ( $1.08 \pm 1.91$ ) mientras que Ares-Betanzos los menores valores de Chlorophyta ( $0.04 \pm 0.27$ ,  $n = 180$ ). Esta ría fue la única que presentó Cyanobacteria ( $0.11 \pm 0.41$ ).



**Figura 40.** Promedio (+SD) del % de cobertura de las especies epifitas de las hojas de *Zostera marina* por phylum Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) en las rías de Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo.

La parte más externa de las rías (posición 1) registró las mayores coberturas medias de Rhodophyta ( $22.66 \pm 27.21$ , media  $\pm$  SD,  $n = 210$ ) y las menores coberturas de Chlorophyta ( $0.003 \pm 0.056$ ), mientras que la parte más interna de la ría (posición 4) registró las mayores coberturas de Ochrophyta ( $0.40 \pm 0.94$ ,  $n = 210$ ) y de Chlorophyta ( $0.60 \pm 1.84$ ) así como las menores coberturas de Rhodophyta ( $4.44 \pm 12.54$ ). La zona semi-externa de las rías (posición 2) registró las menores coberturas medias de Ochrophyta ( $0.13 \pm 0.44$ ,  $n = 240$ ). El phylum Cyanobacteria sólo se registró en la zona semi-interna (posición 3) ( $0.11 \pm 0.41$ ,  $n = 180$ ) (Fig. 41).



**Figura 41.** Promedio(+SD) de la cobertura media de las especies epifitas de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) de las praderas de *Zostera marina* en posiciones externas (1), semi-externas (2), semi-interna (3) e interna (4) de las rías

Se han detectado diferencias significativas en la cobertura de la flora epifita de las praderas de *Zostera marina* en las rías seleccionadas (Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo) y en las cuatro posiciones dentro de cada ría (Tabla 9).

**Tabla 9.** Resultados del test PERMANOVA multivariante para diferencias entre rías (Ría = Ri) y posición de la localidad dentro de la ría (Position = Po) para el % de cobertura de las especies de macroalgas epifitas. Análisis desarrollados a partir de una matriz de Bray-Curtis con los datos transformados por una raíz cuadrada.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Ría = Ri	3	188740	112.98	<b>0.001</b>
Posición = Po(Ri)	5	121820	72.921	<b>0.001</b>
Residual	251	1670.6		
	1			

El análisis SIMPER mostró que en función de las posiciones que se comparen, variaba el grupo de especies epifitas representativas (Tabla 10). *Pneophyllum fragile* fue la especie que más contribuyó a la disimilaridad en cuatro (1vs.2, 1vs.3, 1vs.4, 2vs.4) de las seis comparaciones, con mayores coberturas medias en la posición 1 ( $1.88 \pm 1.70$ , media  $\pm$  SD, n = 630), seguida de la posición 2 ( $0.90 \pm 0.95$ , n = 720), de la posición 3 ( $0.65 \pm 0.15$ , n = 540) y de la posición 4 ( $0.29 \pm 0.34$ , n = 630). *Colaconema daviessi* fue la especie que más contribuyó a la disimilaridad en dos (2vs.3, 3vs.4) de las seis comparaciones, registrando mayores coberturas en la posición 3 ( $1.37 \pm 0.58$ ), seguido de la 1 ( $1.27 \pm 0.79$ ), de la 2 ( $0.85 \pm 0.43$ ) y de la 4 ( $0.65 \pm 1.14$ ). *Ectocarpus siliculosus* fue la tercera especie con una mayor contribución a la disimilaridad ya que apareció en el análisis SIMPER como la segunda especie que explicaba las diferencias en dos comparaciones (1vs.4 y 3vs.4). Registró las mayores coberturas en la posición 4 ( $1.18 \pm 1.45$ ) seguido de la posición 3 ( $0.89 \pm 0.87$ ), de la 1 ( $0.61 \pm 0.64$ ) y de la 2 ( $0.29 \pm 0.71$ ).

**Tabla 10.** Análisis SIMPER indicando la contribución ( $\delta_i$ ) de las especies epifitas más importantes (contribución individual > 2%) a la media de la disimilaridad de Bray-Curtis entre posiciones en la ría.  $\delta_i\%$  porcentaje de la contribución. Cobertura media de especies (en %) en posiciones externas (C<sub>1</sub>), semi-externas (C<sub>2</sub>), semi-internas (C<sub>3</sub>) e internas (C<sub>4</sub>).

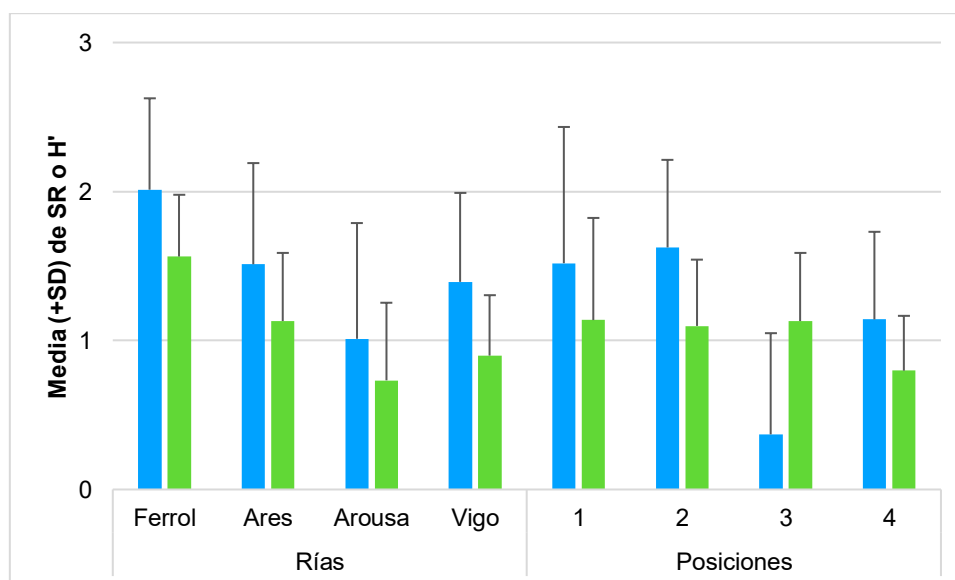
Especies	C <sub>2</sub> %	C <sub>1</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Pneophyllum fragile</i>	2,7	10,4	27,1	0,88	30,4	30,4
<i>Colaconema daviessi</i>	1,4	2,49	13,2	0,76	14,8	45,2
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,4	2,7	9,37	0,49	10,5	55,7
<i>Rhodophysema georgei</i>	0,5	2,65	7,14	0,61	8,02	63,7
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1	1,68	5,3	0,5	5,95	69,7
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0,4	0,33	4,82	0,42	5,41	75,1
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,3	0,52	2,66	0,38	2,98	78
<i>Cladosiphon zosterae</i>	0,2	1,31	2,35	0,4	2,63	80,7
<i>Chylocladia verticillata</i>	0,4	0,34	1,94	0,32	2,18	82,9
Especies	C <sub>3</sub> %	C <sub>1</sub> %	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Pneophyllum fragile</i>	0,1	10,4	18,9	0,67	20,9	20,9
<i>Colaconema daviessi</i>	3,2	2,49	18,1	0,87	20	40,9
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	2,4	1,68	9,99	0,66	11	51,9
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,5	2,7	8,69	0,49	9,58	61,5
<i>Rhodophysema georgei</i>	0	2,65	4,7	0,52	5,19	66,7
<i>Cladosiphon zosterae</i>	0,5	1,31	3,76	0,47	4,15	70,8

<i>Myrionema strangulans</i>	0,6	0,08	2,94	0,45	3,24	74,1
<i>Chylocladia verticillata</i>	0,5	0,34	2,94	0,44	3,24	77,3
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0,33	2,72	0,29	3	80,3
<i>Ceramium secundatum</i>	0,6	0,28	2,69	0,44	2,96	83,3
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,3	0,52	2,67	0,41	2,94	86,2
<i>Melanothamnus harveyi</i>	0,2	0,29	2,12	0,33	2,33	88,5
<b>Especies</b>	<b>C<sub>4</sub>%</b>	<b>C<sub>1</sub>%</b>	<b><math>\delta_i</math></b>	<b><math>\delta_i/SD(\delta_i)</math></b>	<b><math>\delta_i\%</math></b>	<b><math>\sum \delta_i\%</math></b>
<i>Pneophyllum fragile</i>	0,6	10,4	23,3	0,74	24,9	24,9
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	4,9	1,68	13,6	0,66	14,5	39,4
<i>Colaconema daviessi</i>	2,7	2,49	13,4	0,74	14,3	53,7
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,5	2,7	8,83	0,45	9,41	63,1
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0,5	0,33	7,47	0,44	7,96	71,1
<i>Rhodophysema georgei</i>	0	2,65	5,03	0,52	5,36	76,4
<i>Cladosiphon zosterae</i>	0	1,31	2,04	0,35	2,17	78,6
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,1	0,52	1,95	0,32	2,08	80,7
<b>Especies</b>	<b>C<sub>3</sub>%</b>	<b>C<sub>2</sub>%</b>	<b><math>\delta_i</math></b>	<b><math>\delta_i/SD(\delta_i)</math></b>	<b><math>\delta_i\%</math></b>	<b><math>\sum \delta_i\%</math></b>
<i>Colaconema daviessi</i>	3,2	1,44	25	1,03	28,3	28,3
<i>Pneophyllum fragile</i>	0,1	2,7	14,5	0,61	16,5	44,8
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	2,4	0,99	12,6	0,7	14,2	59,1
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,5	0,35	4,6	0,54	5,21	64,3
<i>Chylocladia verticillata</i>	0,5	0,35	3,99	0,47	4,52	68,8
<i>Myrionema strangulans</i>	0,6	0,02	3,6	0,49	4,08	72,9
<i>Ceramium secundatum</i>	0,6	0,13	3,47	0,53	3,94	76,8
<i>Rhodophysema georgei</i>	0	0,47	3,34	0,35	3,79	80,6
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,3	0,33	3,25	0,44	3,68	84,3
<i>Cladosiphon zosterae</i>	0,5	0,17	3,13	0,38	3,55	87,8
<i>Melanothamnus harveyi</i>	0,2	0,15	3	0,39	3,4	91,2
<b>Especies</b>	<b>C<sub>2</sub>%</b>	<b>C<sub>4</sub>%</b>	<b><math>\delta_i</math></b>	<b><math>\delta_i/SD(\delta_i)</math></b>	<b><math>\delta_i\%</math></b>	<b><math>\sum \delta_i\%</math></b>
<i>Pneophyllum fragile</i>	2,7	0,56	21,4	0,72	23,5	23,5
<i>Colaconema daviessi</i>	1,4	2,67	18,8	0,85	20,6	44,1
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	1	4,88	17,4	0,72	19,1	63,2
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0,4	0,47	9,73	0,52	10,7	73,8
<i>Rhodophysema georgei</i>	0,5	0	4,13	0,37	4,53	78,4
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,4	0,5	3,73	0,49	4,09	82,4
<i>Melanothamnus harveyi</i>	0,2	0,43	2,26	0,35	2,48	84,9
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,3	0,09	2,2	0,33	2,41	87,3
<i>Navicula sp.</i>	0	0,66	2,01	0,28	2,21	89,5
<i>Ceramium secundatum</i>	0,1	0,07	2	0,29	2,2	91,7
<b>Especies</b>	<b>C<sub>3</sub>%</b>	<b>C<sub>4</sub>%</b>	<b><math>\delta_i</math></b>	<b><math>\delta_i/SD(\delta_i)</math></b>	<b><math>\delta_i\%</math></b>	<b><math>\sum \delta_i\%</math></b>
<i>Colaconema daviessi</i>	3,2	2,67	27,3	1,08	29,7	29,7
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	2,4	4,88	21,6	0,89	23,5	53,2
<i>Pneophyllum fragile</i>	0,1	0,56	7,31	0,37	7,97	61,1
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0,47	6,34	0,38	6,9	68
<i>Ceramium secundatum</i>	0,6	0,07	3,82	0,5	4,16	72,2
<i>Myrionema strangulans</i>	0,6	0,01	3,76	0,49	4,1	76,3
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0,5	0,5	3,55	0,48	3,87	80,2
<i>Chylocladia verticillata</i>	0,5	0	3,12	0,42	3,39	83,6
<i>Melanothamnus harveyi</i>	0,2	0,43	2,94	0,35	3,21	86,8
<i>Cladosiphon zosterae</i>	0,5	0	2,88	0,35	3,13	89,9
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0,3	0,09	2,41	0,39	2,63	92,5

La riqueza específica (SR) y el índice de diversidad de Shannon (H') de la flora epífita de las hojas de *Zostera marina* presentaron diferencias significativas en función de las rías y de la posición dentro de la ría (Tabla 11). La riqueza específica registró el valor máximo en la ría de Ferrol ( $2.01 \pm 0.61$ , media  $\pm$  SD) y el mínimo en la ría de Arousa ( $1.01 \pm 0.78$ ) (Fig. 42). El mismo patrón se registró para el índice de diversidad de Shannon con Ferrol registrando el valor máximo ( $1.56 \pm 0.41$ ) y Arousa el valor mínimo ( $0.73 \pm 0.52$ ). Los patrones de riqueza específica y del índice de Shannon fueron diferentes según la posición de la pradera en la ría. La riqueza específica fue mayor en el sector semi-externo de la ría ( $1.62 \pm 0.59$ ) seguido de la posición externa ( $1.52 \pm 0.91$ ), la semi-interna ( $1.51 \pm 0.68$ ) y la interna ( $1.14 \pm 0.59$ ). El mayor valor del índice de Shannon se registró en la zona externa de la ría ( $1.14 \pm 0.69$ ), seguido de la zona semi-interna ( $1.13 \pm 0.46$ ), la semi-externa ( $1.10 \pm 0.45$ ) y la interna ( $0.80 \pm 0.37$ ) (Fig. 42).

**Tabla 11.** PERMANOVA univariante testando diferencias en los índices de diversidad (SR = riqueza específica y H' = índice de Shannon) de la flora epífita de las praderas de *Zostera marina* entre rías (Ria) y posición dentro de la ría (Posición). Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas sin transformar.

Source	df	SR			H'		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
Ria = Ri	3	54,7	158,23	<b>0,001</b>	40,5	256,59	<b>0,001</b>
Posición = Po(Ri)	5	31,26	90,43	<b>0,001</b>	14	88,979	<b>0,001</b>
Residual	1682	0,346			0,16		



**Figura 42.** Media ( $\pm$ SD) de la riqueza específica (SR, barras azules) y del índice de Shannon (H', barras verdes) para la cobertura de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* para cada ría (Ferrol, Ares, Arousa, Vigo) y cada posición dentro de la ría (1 = Externa, 2 = Semi-externa, 3 = Semi-interna, 4 = Interna).

## Discusión

### Flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina*

El total de especies encontrado en este estudio (189 especies) supone más del 30% de la flora total registrada en Galicia (Bárbara *et al.* 2005, Bañón 2017) y muestra que las praderas de *Zostera marina* albergan una diversa composición florística de macroalgas. Este hallazgo difiere respecto a estudios previos que sostienen que las praderas de *Z. marina* a nivel mundial son hábitats pobres en macroalgas asociadas (Davison & Hughes 1998). Esta diferencia entre estudios puede deberse a que las macroalgas de las praderas han sido raramente estudiadas de manera específica y a que muchas de las especies presentan un pequeño tamaño y pueden pasar fácilmente desapercibidas sin un estudio exhaustivo. Por ello, este estudio, el primero en abordar de una manera detallada la flora asociada a las praderas de *Z. marina* en la península ibérica, aumenta el valor como hábitats de las praderas de *Z. marina*.

La riqueza específica de macroalgas de las praderas del noroeste ibérico detectada en este estudio fue más elevada que la registrada en los trabajos realizados previamente (Cacabelos *et al.* 2015a, García Redondo *et al.* 2017) o la registrada en el sur de Irlanda (60 especies, Whelan & Cullinane, 1985). Comparando la diversidad florística de las praderas con la registrada en otros hábitats del área de estudio, fue superior a la de comunidades de rocas arenosas o fondos de maërl (122 y 91 especies) (Peña Freire 2010, Díaz-Tapia *et al.* 2013). No obstante, hay que tener en cuenta que tanto las comunidades de roca y arena como los fondos de maërl son hábitats diferentes a las praderas de *Zostera marina*. Un hábitat más similar son las praderas de *Posidonia oceanica*, sin embargo, en el Mediterráneo ibérico sólo se determinaron 70 especies (Ballesteros & Catalán 1983). Por otro lado, las 227 especies registradas en los fondos de cascajo y maërl (Peña Freire 2010) o las 215 en las comunidades de *Cystoseira baccata* de Galicia (García Fernández & Bárbara 2016) albergaban un mayor número de especies que las praderas marinas gallegas. Esto puede ser debido a que las praderas de *Z. marina* se encuentran en un intervalo de batimetría y exposición al oleaje más estrecho que los otros hábitats. Además, la disponibilidad de sustrato estable (rocoso, cascajo o calcáreo) es más limitado en las praderas de *Z. marina*, al igual que sucede en los hábitats rocosos influenciados por arena condicionando notablemente la fijación de numerosas especies bentónicas. Las cuatro rías analizadas (Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo) presentaron diferencias significativas en la cobertura, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica. Se constató la existencia de un patrón para los valores de cobertura, riqueza específica e índice de Shannon, ya que Ferrol en los tres casos fue la ría con mayores valores, seguida de Arousa, Vigo y por último Ares-Betanzos.

Las praderas de *Zostera marina* actúan de “red biológica” para especies de hábitats adyacentes que encontraban en el entramado de la pradera un ambiente para la supervivencia, incluso sin mecanismos propios de anclaje al sustrato. Probablemente este carácter de “red” o “trampa” biológica haya sido el primer paso para el establecimiento de nuevos individuos en el

hábitat, siempre y cuando encontrara las condiciones óptimas para su crecimiento. Entre las especies encontradas en el sustrato de *Z. marina* destacan por su frecuencia y abundancia varias especies alóctonas como por ejemplo *Dasysiphonia japonica*, *Dasya sessilis* o *Bonnemaisonia hamifera*. Posiblemente, el hábitat proporcionado por las praderas en el que muchas especies crecen sin fijarse al sustrato, simplemente enredadas entre las fanerógamas, así como el carácter oportunista de las especies alóctonas puede favorecer su crecimiento. Además, la localización de la mayoría de las praderas de *Z. marina* en áreas protegidas, las cuales están sometidas a una elevada incidencia de los vectores más relevantes para la introducción y propagación de las algas alóctonas, como puertos o instalaciones acuícolas (William & Smith 2007). Probablemente estos podrían ser algunos de los motivos de las elevadas coberturas que presenta las alóctonas Rhodophyta *Dasysiphonia japonica*, *Dasya sessilis* o *Bonnemaisonia hamifera* y la Chlorophyta *Ulva australis* en las praderas de *Z. marina* de Galicia.

La flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica mostró diferencias con respecto a la posición de las praderas en las rías. El descenso de la media de la riqueza específica y del índice de diversidad de Shannon desde la zona externa de la ría hacía la interna reflejó la preferencia de las macroalgas por las praderas marinas con condiciones oceánicas con respecto a las praderas con condiciones estuáricas. Este gradiente de diversidad florística en función de la posición en la ría también se ha observado en la flora intermareal (Blott *et al.* 1995, Cremades *et al.* 2004). Las zonas internas de las rías presentan una mayor variabilidad en las condiciones físico-químicas, por lo que sólo las macroalgas adaptadas a esa variabilidad pueden vivir en condiciones estuáricas. Otra posible explicación al gradiente de diversidad observado es que el sustrato de las zonas externas de las rías contiene un mayor porcentaje de arena que las zonas internas, por lo que las macroalgas podrían encontrar en ese sustrato arenoso un emplazamiento más idóneo para anclarse que el sustrato areno-fangoso del interior de las rías.

### Flora epífita en las hojas de *Zostera marina*

Las hojas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica mostraron una elevada riqueza específica (61 especies) suponiendo casi el 10% de la flora total registrada en Galicia (Bárbara *et al.* 2005, Bañón 2017). La diversidad de flora epífita fue más elevada que en otras áreas del Atlántico donde se registraron hasta 38 especies (Cullinane *et al.* 1985, Novaczek 1987, Johnson *et al.* 2005). Sin embargo, fué incluso más elevada en Gran Canaria, donde hasta 79 especies han sido registradas en las praderas de *Z. marina* (González 1976). La diversidad de epífitos es baja comparada con la observada en la flora del sustrato o en otros hábitats bentónicos, como los fondos de maërl o los bosques de *Cystoseira* spp. (Peña Freire 2010, García-Fernández & Bárbara 2016). Probablemente este hecho esté relacionado con el corto periodo de vida de las hojas de *Z. marina* (88 días, Hemminga & Duarte 2000), los cambios físico-químicos que ocurren en las hojas durante su crecimiento y/o las estresantes condiciones ambientales de las praderas de *Z. marina*, como por ejemplo, la influencia de los sedimentos o el tiempo de emersión. Curiosamente, las hojas de *Posidonia oceanica* tienen una vida más larga



(170 días, Hemminga & Duarte 2000) pero la diversidad de epífitos registrada sobre sus hojas es menor (51 especies, Nesti *et al.* 2009). El patrón de grupos morfofuncionales registrado es el esperado teniendo en cuenta el hábitat de corta duración que las hojas de *Z. marina* proporcionan para las algas marinas, como se mencionó anteriormente. En consecuencia, las especies con altas tasas de crecimiento se desarrollan mejor en este hábitat, mientras que las especies perennes no pueden persistir. Filiformes, filamentosas y foliosas son las formas funcionales caracterizadas por tener las tasas de crecimiento más altas (Littler & Littler 1984).

La importancia que conlleva la existencia de las praderas marinas en el noroeste de la península ibérica es destacable, ya que se registraron especies exclusivas de las hojas de fanerógamas marinas como *Cladosiphon zosterae* o de las hojas de *Zostera marina* como *Rhodophysema georgei*. *Pneophyllum fragile* es la única especie costrosa que se registra sobre las hojas. Es un alga coralina fina calcárea formada sólo por unas pocas capas de células (Irvine & Chamberlain 1994) así que puede crecer rápidamente y está adaptada a vivir sobre *Z. marina*. *P. fragile* es también un epífito común sobre las praderas de *Cymodocea nodosa* donde es una de las primeras especies epifíticas colonizando las hojas jóvenes (Reyes & Sansón 1996). Probablemente, el carácter pionero de esta especie también sucede en *Z. marina*. Algunas de las especies epifitas que se registraron en este estudio sólo fueron encontradas en algunas zonas, como por ejemplo *Litosiphon laminariae*, *Apoglossum ruscifolium*, *Champia parvula* y *Cladophora albida* que fueron observadas exclusivamente en Ferrol. Por lo tanto, es importante estudiar varias praderas para lograr una visión completa de la flora epifítica en una escala regional.

Respecto a las algas alóctonas, se han registrado siete especies: *Anotrichium furcellatum*, *Antithamnionella ternifolia*, *Dasya sessilis*, *Dasysiphonia japonica*, *Melanothamnus harveyi*, *Pyropia leucosticta* y *Ulva australis*. La elevada diversidad de especies introducidas podría estar favorecida por la localización de la mayoría de las praderas de *Zostera marina* en áreas protegidas del oleaje, las cuales están sujetas a una elevada incidencia de los principales vectores de introducción y propagación de las algas alóctonas, como por ejemplo, puertos o instalaciones acuícolas (William & Smith 2007).

Al igual que ocurrió en la flora del sustrato, las cuatro rías analizadas (Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo) presentaron diferencias significativas en la cobertura, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon de la flora epifita de las hojas de *Zostera marina*. En la flora epifita también se constató la existencia de un patrón para los valores de riqueza específica e índice de Shannon, ya que Ferrol en los dos casos fue la ría con mayores valores, seguida de Ares-Betanzos, Vigo y Arousa. Sin embargo, este patrón no fue igual en el porcentaje de cobertura donde Ferrol registró las mayores coberturas seguida de Arousa, Ares-Betanzos y Vigo. La flora epifita de las hojas de *Z. marina* también mostró diferencias con respecto a la posición de las praderas en las rías. Sin embargo, a diferencia de la flora de sustrato, no hubo un gradiente claro ni de riqueza específica ni del índice de diversidad desde la zona externa a la zona interna. Varios estudios demuestran un incremento de la disimilaridad de la diversidad de

epifitos relacionado con un aumento de las distancias entre praderas. La composición y la abundancia de los epifitos de *Z. marina* no muestra diferencias a escalas locales (< 10 m) pero muestra elevadas diferencias significativas a escalas regionales (> 10 km) (Cullinane *et al.* 1985, Saunders *et al.* 2003).

En resumen, este estudio muestra que la flora epifita sobre las hojas de *Zostera marina* es un grupo diverso considerando las continuas variaciones ambientales asociadas con este hábitat. La composición de la flora fue muy variable en cobertura, riqueza específica y diversidad entre las localidades y regiones estudiadas, ya que depende de la interacción de varios factores y procesos que operan en diferentes escalas espaciales y temporales (Borowitzka *et al.* 2006). La provisión de propagulos de especies potenciales epifitas es un proceso clave que influye en el conjunto epifítico (Borowitzka *et al.* 2006). Los propagulos pueden provenir desde la pradera o desde comunidades adyacentes, lo cual explicaría el elevado número de especies que fueron observadas sólo como estadios juveniles ya que las hojas son un sustrato inapropiado para los estadios adultos.

[illegible]

GR	Nombre de la especie	Ribudo	Cibrao	Caelin	Sismundi	Ortigueira	Felipe	Caballitos	Torpedera	Ensenada	Reina	Ares 1	Ares 2	Rodes	Sada 1	Sada 2	Sada 3	Camarinas	Castilheiras
R.	Gradiera bura-petoris (S. G. Gnani) Silva																		
R.	Gradiera duri (C. Agarthi) Agarthi																		
R.	Gradiera graitas (Stachouse) Steaditt, Ivire & Famham	1,00 ± 0,45	4,00 ± 2,24	2,60 ± 2,20 2,20 ± 2,59	1,00 ±	0,60 ± 0,55	1,60 ± 1,95 2,80 ± 4,47	1,40 ± 2,74	6,40 ± 7,86 3,60 ± 3,97	0,40 ± 0,55	5,00 ± 0,40 ± 0,55	14,00 ± 5,48		5,20 ± 3,19 4,40 ± 3,71	2,60 ± 2,20 0,40 ± 0,55 0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	15,00 ± 1,00	1,00 ± 2,24 0,20 ± 0,45	1,00 ±
R.	Gradiera muliparia (Gnani) Harvey																		
R.	Gradiera vemicodiphylla (Gnani) Rapinides																		
R.	Gradierops longisoma (Gnani) Steaditt, Ivire & Famham																		
R.	Gradierops superpetra (Gnani)																		
R.	Gradierops turanica Madadi																		
R.	Griffithia schubotzi Montagne								0,20 ± 0,45										
R.	Halimella bolideri (Woodard) Kitzing			0,20 ± 0,45															
R.	Haideophylla bonensis (Greville) Zarova								0,20 ± 0,45		0,20 ± 0,45								
R.	Heliosiphonia plumosa (Eltis) Bakus				0,60 ± 0,55														
R.	Homocela pacificarima (Beckwith) Storch																		
R.	Hypnea muscoralis (Wulfen) Lecanourx																		
R.	Hypoglossum hypoglossoides (Stachouse) Collins & Harvey		0,60 ± 0,55	1,60 ± 1,95	0,40 ± 0,55						0,20 ± 0,45								0,20 ± 0,45
R.	Jania bogdanovi (Hudson) Gallon																	0,20 ± 0,45 4,20 ± 1,79	
R.	Jania roberts (Unneaux) Lanouxux																	0,20 ± 0,45	
R.	Jania squamata (Unneaux) J.H. Kim, Guiry et H.-G. Choi																	0,20 ± 0,45	
R.	Lithophilum arcuatum Philippi																	0,20 ± 0,45	
R.	Lomentaria articulata (Hudson) Lyngbye																	0,20 ± 0,45	
R.	Lomentaria clavelliosa (Turner) Gallon							0,20 ± 0,45			0,40 ± 0,55							0,20 ± 0,45	
R.	Lomentaria heliolebens Yendo																		
R.	Melicodermis collensis (C. Agarthi) Diaz-Tapia & Maggs	1,00 ± 0,55			0,20 ± 0,45		0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55		0,20 ± 0,45			0,60 ± 0,55	0,40 ± 0,55	0,60 ± 0,55			
R.	Melicodermis harveyi (Bakus) Diaz-Tapia et Maggs				0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45												
R.	Melicocalyx illiesii (Hudson) A.Vergés & L.Lé Gal																		
R.	Microspora pellicellatus (Smith) Soler																		
R.	Nitrophylum punctatum (Stachouse) Greville		2,40 ± 2,48		0,40 ± 0,55						0,20 ± 0,45			0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45			0,20 ± 0,45	
R.	Odontocladius smitricosculus (P. Couan & H. Couan) Falkenberg		0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45														0,20 ± 0,45	
R.	Plesionmella albiy P. Couan & H. Couan																	0,20 ± 0,45	
R.	Phymatolithon calcareum (Palao) Adey & McKibbin																	0,40 ± 0,55	0,55
R.	Phymatolithon liscianicum V.Peta																		
R.	Placantum calligaphum (Unneaux) Dixon	1,00 ± 0,55	0,20 ± 0,45	1,20 ± 2,17			0,20 ± 0,45	1,00 ± 2,24										0,40 ± 0,55	0,55
R.	Placantum maggiae G.W. Saunders & Leimkuhl						0,20 ± 0,45												
R.	Placantum cf. ovicorne Oamura						0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45		0,60 ± 0,55								
R.	Polynaura bonnemaisonii (C. Agarthi) Maggs & Hommersand				0,20 ± 0,45														
R.	Polysiphonia brodiei (Dilwyn) Stengeli																		
R.	Polysiphonia caespitosa (M.A.Pocock) Hollenberg						0,20 ± 0,45		0,40 ± 0,55		0,20 ± 0,45			0,60 ± 0,55				0,20 ± 0,45	
R.	Polysiphonia denudata (Dilwyn) Greville ex Harvey	1,00 ± 0,45		0,60 ± 0,55							0,20 ± 0,45			0,20 ± 0,45					
R.	Polysiphonia devoniensis Maggs & Hommersand										0,20 ± 0,45			0,20 ± 0,45					
R.	Polysiphonia floribosa (Dilwyn) Stengeli				0,20 ± 0,45	0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,60 ± 0,55	0,80 ± 0,45	0,80 ± 0,45	0,20 ± 0,45			1,00 ±	0,60 ± 0,55	0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45		
R.	Polysiphonia elongata (Hudson) Stengeli																		
R.	Polysiphonia fucoides (Hudson) Greville			0,20 ± 0,45															
R.	Polysiphonia stricta (Dilwyn) Greville						0,20 ± 0,45					0,20 ± 0,45							
R.	Porphyrostomum boyanum (Montagne) P. Silva							0,20 ± 0,45											
R.	Porphyrostomum clare (Carmichael) M.J. Wynne																	0,20 ± 0,45	
R.	Pterodictella capillacea (Greville) Santelices & Hommersand										0,20 ± 0,45							0,60 ± 0,55	
R.	Pterodictella melanoides (Schoutboe ex Bornet) Santelices & Hommersand																	0,20 ± 0,45	
R.	Xiphosiphonia ardeana (Maggs et Hommersand) Saviole et G.W. Saunders										0,20 ± 0,45								
R.	Xiphosiphonia pennata (C. Agarthi) Saviole et G.W. Saunders	1,00 ± 0,55		0,40 ± 0,55			0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	1,00 ±		0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45		0,20 ± 0,45				0,20 ± 0,45	
R.	Phenanthion crispum (Ducizeau) Nageli			0,20 ± 0,45			0,60 ± 0,55												
R.	Phenanthion plumula (Eltis) Nageli	1,00 ± 0,55		0,20 ± 0,45	1,00 ±				0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45								
R.	Plectanion sphearicum (P. Couan & H. Couan) Maggs & Hommersand				0,20 ± 0,45														
R.	Pyropia leucosticta (Thuret) Nedra & Brodie		0,80 ± 0,45	0,40 ± 0,55					0,80 ± 0,45		0,20 ± 0,45				0,20 ± 0,45		0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	
R.	Rhodophyllis viviancata (Stachhouse) Papenfuss			0,60 ± 0,55							0,60 ± 0,55			0,40 ± 0,55			0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	
R.	Rhododramella floridula (Dilwyn) J. Feldman																		
R.	Sonaea fuculata (Turner) J. Agarthi																		
R.	Sonaea interrupta (A. DC.) Wynne								6,20 ± 3,83									0,20 ± 0,45	0,45
R.	Spermothamion repens (Dilwyn) Rosevinge			0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45							0,20 ± 0,45						0,20 ± 0,45	0,45
R.	Spyridia griffithiana (J.E.Smith) Zuccarelli, Prud'homme van																		
R.	Stenogramma intermedium (C. Agarthi) Montagne ex Harvey			0,40 ± 0,55			1,40 ± 2,74		0,80 ± 0,45									0,20 ± 0,45	0,55
R.	Stylenema alsidii (Zanardini) Drew								0,40 ± 0,55	0,40 ± 0,55							0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45	
R.	Symphyclada parasilica (Hudson) Saviole & G.W. Saunders	1,00 ± 0,45	0,20 ± 0,45		1,00 ±		0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45											
R.	Veretaria lanosa (Unneaux) T.A.Christensen																		

\_\_\_\_\_

82

GR	Nome de la especie	Conte Sestalejo	Silvora	Contagada 1	Contagada 2	Estruxela	Balro	Os Baños	Pousada	Sta. Cristina	Punta Cabalo	Sotolouste	Pesqueira	Bouzas	Museo Mar	Tonlla	Canido	Panón	Portocelo
B	Nereula spp.									0.40 ±	0.55	0.20 ±	0.45						
C	Democarpa prasina (Rensch) Bonet & Thuret																		
C	Lingydia maluscula Harvey																		
R	Acrocinus albidum (Harvey) Kjellm	0.40 ±	0.55	0.60 ±	0.55	0.20 ±	0.45	0.40 ±	0.55	0.20 ±	0.45	1.80 ±	1.79	1.00 ±	0.40 ±	0.55	1.00 ±	0.20 ±	0.45
R	Agathemion cordatum (Bergesen) Feldman-Mazoyer																		
R	Agathemion gallicum (Nageli) L'Hardy-Halos ex André																		
R	Agathemion hookeri (Dilwyn) Maggs & Hommesand																		
R	Agathemion pseudosynsodes (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos	0.20 ±	0.45							0.40 ±	0.55	0.40 ±	0.55						
R	Agathemion leuissimum (Bonnemason) Mazoyer									0.60 ±	0.55	0.40 ±	0.55	0.20 ±	0.45	0.60 ±	0.55		
R	Agathemion lipumatum (C. Agarch) Mazoyer																		
R	Ambelia picta (Hudson) Fries																		
R	Ambeliossa deonieris (Greville) Silva & DeCew																		
R	Anorchium lucidum (C. Agarch) Baldoock	0.20 ±	0.45			0.40 ±	0.55	0.60 ±	0.55								0.40 ±	0.55	1.00 ±
R	Artithamion crudum (C. Agarch) Nageli	0.40 ±	0.55															1.00 ±	0.80 ±
R	Artithamionella temblala (Hooker & Harvey) Jlie					0.40 ±	0.55	0.40 ±	0.55									0.80 ±	0.45
R	Aphanoclada stichosia (Fark) Arde																		
R	Apoglossum nucholum (Turner) J. Agarch	0.20 ±	0.45																
R	Aspergossia amara Harvey	2.20 ±	2.59																
R	Aspergossia amara stadium Falkenbergii rudonasa (Harvey) Schmitz	0.80 ±	0.45	1.80 ±	1.79	0.60 ±	0.55	0.60 ±	0.55										
R	Bergasnella trufucosa (Wulfen) Kjellm	1.80 ±	1.79																
R	Bonnemasonia asporogades (Woodward) C. Agarch																		
R	Bonnemasonia hamleri Hardt																		
R	Bonnemasonia hamleri stadium	0.20 ±	0.45																
R	Callolepharis julata (Goodenough & Woodward) Kitzing																		
R	Callithamion corymbosum (Smith) Lyndigye																		
R	Callithamion tetragrum (Willebring) Gray																		
R	Calereia caespitosa (Willebring) L.M. Irvine																		
R	Caulacanthus oamaruensis Yamada																		
R	Cenozoasus gossamini (Wiegmann) Kitzing																		
R	Cerium beryllaceum (Griffiths & Harvey	0.20 ±	0.45			0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45										
R	Cerium olidum (Eis) Doucassat	0.40 ±	0.55			0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45										
R	Cerium onidicum H. Persson & H. Rosenvinge																		
R	Cerium depuratum (Ligotico) Roth																		
R	Cerium echinatum J. Agarch	0.40 ±	0.55	1.80 ±	1.95	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	1.80 ±	1.79	0.60 ±	0.55	1.00 ±				1.00 ±	
R	Cerium stictum	0.80 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.60 ±	0.55	0.40 ±	0.55	1.00 ±							
R	Chamaeja parvula (C. Agarch) Harvey	1.80 ±	1.79			0.40 ±	0.55	0.80 ±	0.45										
R	Chondranthus acicularis (Roth) Fredericq	0.40 ±	0.55	1.00 ±		0.40 ±	0.55	0.20 ±	0.45				0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.40 ±	0.55	
R	Chondranthus fedii Roth Kitzing					0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45				0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.20 ±
R	Chondria calliparis (Hudson) Wynne																		
R	Chondria caulescens (J. Agarch) Falkenberg	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45			0.20 ±	0.45										
R	Chondria dasypylla (Woodward) C. Agarch	0.20 ±	0.45	0.60 ±	0.55	0.40 ±	0.55	0.60 ±	0.55										
R	Chrysomera wrighti (Harvey) Yarnes																		
R	Clypeolada verticillata (Ligotico) Biding	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45	0.80 ±	0.45					0.20 ±	0.45		
R	Coelocnema danesi (Dilwyn) Stegenga	0.40 ±	0.55																
R	Comptoshamion rupestris (Smith) Nageli	0.40 ±	0.55																
R	Crouania attenuata (C. Agarch) J. Agarch	0.20 ±	0.45																
R	Cryptodeura ramosa (Hudson) Kjellm ex Newton	0.60 ±	0.55	0.60 ±	0.55	1.00 ±	2.24	0.40 ±	0.55										
R	Dasya hutchinsiae Harvey	2.40 ±	2.48	3.90 ±	3.97			0.40 ±	0.55										
R	Dasya sessilis Yamada	0.60 ±	0.55																
R	Discaudiella elongata (Yendo) H. Kim	0.40 ±	0.55																
R	Discaudiella elongata (J. Ellis & Sclander) K.R. Hrd & G.W. Saunders	0.20 ±	0.45																
R	Erythroglossum laciniatum (Ligotico) Maggs & Hommesand	0.20 ±	0.45	0.20 ±	0.45														
R	Erythrotiche berthoudi Batlers																		
R	Erythrotiche carnea (Dilwyn) J. Agarch	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45										
R	Gastrocinium ovatum (Hudson) Papenfuss	0.20 ±	0.45																
R	Gastrocinium rufum (Chaunin) Kitzing																		
R	Gayella facida (Harvey ex Kitzing) T.O. Cho & L.J. McIvor	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	1.00 ±	0.55										
R	Gayella mazoyanae T.O. Cho, Fredericq & Gairy																		
R	Gelidella caliccola Maggs & Gairy																		
R	Gelidium attenuatum (Turner) Thuret	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	0.80 ±	0.45	1.00 ±	0.55										
R	Gelidium crinale (Turner) Lamouroux																		
R	Gelidium pusillum (Stackhouse) Le Jolis																		
R	Gelidium sparsum (Grünig) Silva	0.80 ±	0.55																
R	Gelidium sparsum (Grünig) Silva																		



**Tabla 12. Continuación.**[illegible]

Tabla 12. Continuación.

GR	Nombre de la especie	Con de Setañelo	Silvora	Cortegada 1	Cortegada 2	Estruñeira	Beiro	Os Baños	Pousada	Sta. Cristina	Punta Cabalo	Soutoxoste	Pesqueira	Bouzas	Museo Mar	Teralia	Canido	Panxón	Portoalo
P	<i>Acinetogona crinita</i> (Carmichael ex Harvey) Kornmann																		
P	<i>Asperococcus bullisus</i> Lamouroux	0,40 ± 0,55				6,00 ± 1,84	5,00 ± 3,54	1,20 ± 2,17					0,60 ± 0,55					0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45
P	<i>Asperococcus eiformis</i> (Dale Chiale) M.L.Wyime					0,20 ± 0,45													
P	<i>Chorda furci</i> (Linnaeus) Shackhouse																		
P	<i>Copomena cespinea</i> (Sauvageau) Hanel	0,60 ± 0,55	0,80 ± 0,45			3,40 ± 2,20	3,20 ± 2,49	0,60 ± 0,55								0,20 ± 0,45		1,00 ±	0,20 ± 0,45
P	<i>Culebra multifida</i> (Smith) Greille	0,20 ± 0,45				0,20 ± 0,45													
P	<i>Culebra multifida stadium</i> Adacoñtia parvula (Greille) Zanardini																		
P	<i>Cyclosira barcata</i> (Gmelin) Siva							1,20 ± 2,17											
P	<i>Cyclosira rodicausi</i> (Wilfering) Roberts							1,00 ± 2,24											
P	<i>Cyclosira sinuicollis</i> (Hudson) Papadoulas																		
P	<i>Cyclosira sinuoides</i> (Linnaeus) Roberts																		
P	<i>Diphyda dendroma</i> (Hudson) Lamouroux	2,20 ± 2,59	2,60 ± 2,20			4,40 ± 3,71	0,20 ± 0,45	2,40 ± 4,28	0,60 ± 0,55	0,80 ± 0,45		0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	1,00 ± 2,24	1,20 ± 0,72	1,00 ±	1,00 ±	0,80 ± 0,45	0,80 ± 0,45
P	<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45															0,80 ± 0,45	1,00 ±
P	<i>Ectocarpus arbusculus</i> (Dilwyn) Linghye																		
P	<i>Eclorisia falcata</i> (Dilwyn) Aleschoug																		
P	<i>Fedmannia globifera</i> (Kützting) Hanel																		
P	<i>Fedmannia micheliei</i> (Harvey) H.-S.Kim																		
P	<i>Haloplexis alba</i> (Gmelin) Kützting																		
P	<i>Haloplexis scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau																		
P	<i>Hircosia granulosa</i> (Smith) Siva	0,20 ± 0,45	0,80 ± 0,45															0,20 ± 0,45	0,55
P	<i>Hircosia hircosae</i> (Harvey) Siva																		
P	<i>Laminaria ochroleuca</i> Pyle	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45					0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55									0,20 ± 0,45	0,55
P	<i>Laurencia pyramidata</i> Boyer ex Kützting							0,60 ± 0,55											
R	<i>Laurencia viscosa</i> (Forsk.) C. Agardh																		
P	<i>Leptomania levellii</i> J. Agardh																		
P	<i>Myrionema stragulare</i> Carmichael ex Greille																		
P	<i>Myrionema clavaeformis</i> Harvey																		
R	<i>Osundia pinnatifida</i> (Hudson) Shackhouse																		
P	<i>Padina javonica</i> (Linnaeus) Lamouroux	8,00 ± 1,95	6,00 ± 4,18			3,00 ± 4,47		0,20 ± 0,45									0,20 ± 0,45		
P	<i>Ralfsia verrucosa</i> (Aleschoug) J. Agardh																		
P	<i>Secoritzia polyschides</i> (Lightfoot) Baller																		
P	<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	1,40 ± 2,74	1,40 ± 2,74																
P	<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Linghye) Link																		
P	<i>Spizaciella cinnosa</i> (Roh) C. Agardh																		
P	<i>Spizaciella plumula</i> Zanardini																		
P	<i>Tania stonaria</i> (Woodward) J. Agardh	1,00 ±				0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	1,00 ±										0,40 ± 0,55	0,55
P	<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar																		
P	<i>Zanardinia lygis</i> (Naito) P.C.Siva	1,00 ± 2,24	2,40 ± 4,28																
V	<i>Bryopsis plumosa</i> J.V.Lamouroux					0,20 ± 0,45													
V	<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dilwyn) Kützting	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	1,00 ±	3,40 ± 2,20					0,20 ± 0,45	
V	<i>Chaetomorpha ligustica</i> (Kützting) Kützting	0,20 ± 0,45																	
V	<i>Cladophora albidula</i> (Hudson) Kützting																		
V	<i>Cladophora bulbosae</i> (Dilwyn) Kützting	1,00 ±		1,00 ±	0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45												0,20 ± 0,45	0,45
V	<i>Cladophora lewiniensis</i> (Dilwyn) Kützting																	1,00 ±	0,20 ± 0,45
V	<i>Cladophora lewiniensis</i> (Lindenberg) Kützting																		
V	<i>Cladophora setacea</i> (Hudson) Kützting	0,20 ± 0,45				0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55											
V	<i>Cladophorus scoparius</i> (Hudson) C. Agardh		0,20 ± 0,45															0,20 ± 0,45	0,45
V	<i>Rhodoclonium trifurcatum</i> (Dilwyn) Kützting																		
V	<i>Ulvaria flexa</i> (Dilwyn) Thwait																		
V	<i>Ulvaria sulcata</i> (Gmelin) Kützting																		
V	<i>Ulvaria sulcata</i> (Gmelin) Kützting																		
V	<i>Ulva aurata</i> (Lamouroux) Kützting	4,40 ± 3,71																	
V	<i>Ulva catenata</i> (Roh) C. Agardh	3,20 ± 2,49	0,40 ± 0,55	35,00 ± 18,78	18,00 ± 12,55	1,20 ± 6,72	1,20 ± 11,52	18,00 ± 2,74	4,20 ± 1,79	7,20 ± 5,44	2,40 ± 4,28	26,00 ± 11,42	1,00 ± 3,54	2,60 ± 2,20	15,00 ± 7,72	0,40 ± 0,55	6,00 ± 2,24	0,80 ± 0,45	0,80 ± 0,45
V	<i>Ulva compressa</i> (Linnaeus)			0,80 ± 0,55	1,00 ± 0,45	2,60 ± 2,20	0,40 ± 0,55	0,80 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,60 ± 0,55	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,80 ± 0,45	0,20 ± 0,45	1,00 ±	1,80 ± 1,79	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45
V	<i>Ulva munda</i> (Linnaeus)			0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45			0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45					0,40 ± 0,55	
V	<i>Ulva prolifera</i> O.F.Müller																		
V	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	6,20 ± 5,22	5,20 ± 3,19			1,00 ± 2,24		5,40 ± 5,73		0,20 ± 0,45				0,20 ± 0,45	5,40 ± 7,00	2,74 ± 0,80	0,55 ± 1,00	0,20 ± 0,45	0,80 ± 0,45
V	<i>Ulva rigida</i> (Merle) Teyssan	0,20 ± 0,45				3,40 ± 2,20	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45											
V	<i>Ulva discolor</i> (Kützting) P.Gaylet ex C.Béring																		
F	<i>Zostera noltii</i> Hornemann																		

**Tabla 13.** Promedio ( $\pm$ SD) del % de la cobertura de la flora epifita en la parte distal de las hojas de *Zostera marina*.

	Rubado	San Cibrao	Caolín	Sismund	Ortigueira	Ensenada	San Felipe	Torpedera	Reina	Cabalitos	Arca 1	Arca 2	Redes	Sada 1	Sada 2	Sada 3	Camarillas	Salvora
R. <i>Aposorium citiatum</i> (Harvey) Kylin							1,00 $\pm$	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00								
R. <i>Agardhannion coratium</i> (Borgesen) Feldmann-Mazoyer		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$					1,00 $\pm$ 0,00										
R. <i>Agardhannion pseudobryoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L. Hardy-Halos		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00															
R. <i>Anotichium lucellatum</i> (J. Agardh) Baldock		2,33 $\pm$ 2,31					1,00 $\pm$ 0,00		3,27 $\pm$ 2,97	1,00 $\pm$								
R. <i>Anthamion cruciatum</i> (C. Agardh) Nagel							1,00 $\pm$		3,75 $\pm$ 2,80	1,82 $\pm$ 2,71								
R. <i>Anthamionella ternifolia</i> (Hooker & Harvey) Lye							1,00 $\pm$											
R. <i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh								4,72 $\pm$ 3,01										
R. <i>Calithamion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye		1,00 $\pm$ 0,00				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	3,43 $\pm$ 3,64	1,00 $\pm$ 0,00	1,80 $\pm$ 1,69		1,67 $\pm$ 1,63						
R. <i>Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfinge		1,00 $\pm$										1,00 $\pm$ 0,00						
R. <i>Ceramium echinotum</i> J. Agardh		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00			1,75 $\pm$ 2,60	2,21 $\pm$ 2,67	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,04 $\pm$ 2,27	1,00 $\pm$ 0,00	1,73 $\pm$ 1,58	3,46 $\pm$ 2,38	1,00 $\pm$ 0,00		1,57 $\pm$ 1,43	1,00 $\pm$	
R. <i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,31 $\pm$ 1,11	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00										1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Ceramium</i> spp. Roth						1,00 $\pm$ 0,00	1,25 $\pm$ 1,00											
R. <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey												1,67 $\pm$ 1,53						
R. <i>Chondria capillaris</i> (Hudson) Wynne								10,36 $\pm$ 10,99	1,00 $\pm$									
R. <i>Chondria dasiphylia</i> (Woodward) C. Agardh		1,00 $\pm$				6,26 $\pm$ 3,23		3,93 $\pm$ 3,07		1,00 $\pm$		3,21 $\pm$ 2,47	3,22 $\pm$ 2,03	1,00 $\pm$ 0,00	3,67 $\pm$ 2,31	1,00 $\pm$		
R. <i>Chylodactylus verticillata</i> (L. Githoo) Biding												3,90 $\pm$ 1,82	8,20 $\pm$ 4,19	3,44 $\pm$ 2,01	3,90 $\pm$ 1,82	3,93 $\pm$ 2,57	9,33 $\pm$ 1,73	1,00 $\pm$ 0,00
R. <i>Colocorema davesii</i> (Dillwyn) Stegenga	1,00 $\pm$ 0,00	1,25 $\pm$ 1,00	1,00 $\pm$		5,70 $\pm$ 3,25	6,90 $\pm$ 2,93	8,27 $\pm$ 5,18	1,84 $\pm$ 1,75	11,18 $\pm$ 6,39	7,37 $\pm$ 5,41								
R. <i>Compsothamion bryoides</i> (Smith) Nagel																		
R. <i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00	6,77 $\pm$ 3,10	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	4,20 $\pm$ 1,79	1,67 $\pm$ 1,52	1,00 $\pm$ 0,00	4,23 $\pm$ 3,19		1,00 $\pm$	3,00 $\pm$ 2,83			2,33 $\pm$ 2,31	1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Erythrotrichia bertholdii</i> Batters	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00			4,93 $\pm$ 4,94	4,54 $\pm$ 4,01		1,20 $\pm$ 0,89	4,09 $\pm$ 3,39	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,78 $\pm$ 2,05	1,38 $\pm$ 1,20	1,00 $\pm$ 0,00	1,38 $\pm$ 1,20	1,57 $\pm$ 1,51	1,00 $\pm$ 0,00
R. <i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh																		
R. <i>Dasia hutchinsiae</i> Harvey		1,00 $\pm$																
R. <i>Dasia sessilis</i> Yamada		2,33 $\pm$ 2,31						4,48 $\pm$ 3,63						1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$			
R. <i>Dasysiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim		2,57 $\pm$ 2,50	1,00 $\pm$ 0,00	1,83 $\pm$ 1,65	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,47 $\pm$ 1,33		1,60 $\pm$ 1,47	2,95 $\pm$ 2,54	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$					
R. <i>Gayella flaccida</i> (Harvey) (Kütz.) T. O. Cho & L. J. McIvor																		
R. <i>Gayella macrocarpa</i> T. O. Cho, Frederica & Hommersand																		
R. <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Harvey																		
R. <i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye			1,00 $\pm$															
R. <i>Melanothamnion harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tapia et Maggs						1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	2,20 $\pm$ 1,93	4,58 $\pm$ 3,73	2,20 $\pm$ 1,88	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,22 $\pm$ 0,84	1,00 $\pm$		
R. <i>Pneophyllum fragile</i> Kütz.		2,80 $\pm$ 2,45	2,80 $\pm$ 2,19	4,74 $\pm$ 3,65	2,08 $\pm$ 2,75	4,90 $\pm$ 5,67	15,60 $\pm$ 19,19	11,43 $\pm$ 12,09	28,33 $\pm$ 21,45	20,80 $\pm$ 16,94				1,00 $\pm$	3,64 $\pm$ 2,81	11,55 $\pm$ 8,72	73,00 $\pm$ 11,19	
R. <i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel			1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		4,33 $\pm$ 3,52	2,73 $\pm$ 2,90	6,62 $\pm$ 6,99	4,96 $\pm$ 3,65	12,77 $\pm$ 7,78	3,18 $\pm$ 2,09	1,50 $\pm$ 1,41	2,78 $\pm$ 2,03	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Porphyrostomium bonerum</i> (Montagne) P. Silva																		
R. <i>Porphyrostomium cilare</i> (Carmichael) M. J. Wynne	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	7,10 $\pm$ 3,17			7,27 $\pm$ 5,59	5,58 $\pm$ 3,83	1,00 $\pm$ 0,00	1,80 $\pm$ 1,79	3,83 $\pm$ 3,43			2,00 $\pm$ 2,00			6,46 $\pm$ 4,44	1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Pyropia leucosticta</i> (Muret) Neeftinck & Bredie		1,00 $\pm$ 0,00					2,80 $\pm$ 4,02	1,00 $\pm$ 0,00					1,00 $\pm$ 0,00			1,00 $\pm$		
R. <i>Rhodothamnella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann			1,00 $\pm$ 0,00			5,64 $\pm$ 3,20	5,09 $\pm$ 4,70	10,81 $\pm$ 6,21	7,17 $\pm$ 3,16	12,00 $\pm$ 6,92						1,00 $\pm$ 0,00		
R. <i>Rhodophysasma georgii</i> Batters						1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00						14,20 $\pm$ 15,40		
R. <i>Sylonema alsidii</i> (Zanardini) Dew	1,00 $\pm$ 0,00					5,71 $\pm$ 4,14	2,00 $\pm$ 1,85	1,36 $\pm$ 1,21	2,78 $\pm$ 2,11	9,70 $\pm$ 5,41	3,70 $\pm$ 2,79	2,81 $\pm$ 2,69		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		
P. <i>Cladophora zosteriae</i> (J. Agardh) Kylin																	3,13 $\pm$ 3,31	
P. <i>Cutleria nullifida</i> (Smith) Grønvold									1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00					1,00 $\pm$			
P. <i>Dicloja dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux																		
P. <i>Ecobarpus fasciculatus</i> Harvey	1,86 $\pm$ 1,67	1,94 $\pm$ 1,75	2,77 $\pm$ 2,37	2,42 $\pm$ 2,84	1,00 $\pm$													
P. <i>Ecobarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye			1,00 $\pm$ 0,00	5,90 $\pm$ 7,08	4,68 $\pm$ 3,46	15,93 $\pm$ 14,87	2,65 $\pm$ 3,07	8,07 $\pm$ 6,47	8,78 $\pm$ 5,34	8,05 $\pm$ 7,97	1,42 $\pm$ 1,28	2,83 $\pm$ 2,62	13,77 $\pm$ 9,32	2,23 $\pm$ 1,92	1,89 $\pm$ 1,76	7,75 $\pm$ 4,70	17,38 $\pm$ 16,33	
P. <i>Elachista flaccida</i> (Dillwyn) Areschoug						4,13 $\pm$ 3,09											8,00 $\pm$ 6,71	
P. <i>Feldmannia globifera</i> (Kütz.) Hamel						11,64 $\pm$ 9,16	1,00 $\pm$ 0,00	5,25 $\pm$ 3,69	5,25 $\pm$ 3,69	3,83 $\pm$ 3,60	3,67 $\pm$ 2,31	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$	
P. <i>Desmarestia ligulata</i> (Stackhouse) J. V. Lamouroux																		
P. <i>Hicksia granulosa</i> (Smith) Silva		1,00 $\pm$		1,44 $\pm$ 1,33						2,33 $\pm$ 2,31							1,00 $\pm$	
P. <i>Hicksia hicksiae</i> (Harvey) Silva																		
P. <i>Ulophoron laminae</i> (Lyngbye) Harvey									1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00						1,00 $\pm$		
P. <i>Myrtilaria daveformis</i> Harvey																		
P. <i>Navicula</i> spp. Bory																		
P. <i>Sphaerocella cerosa</i> (Roth) C. Agardh	10,53 $\pm$ 12,05					1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$											
P. <i>Sphaerocella</i> (Woodward) J. Agardh			1,00 $\pm$ 0,00															
V. <i>Cladophora albidula</i> (Hudson) Kütz.						1,00 $\pm$ 0,00												
V. <i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kütz.																		
V. <i>Cladophora laevigata</i> (Dillwyn) Kütz.						2,33 $\pm$ 2,31								1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00		
V. <i>Ulva</i> Linnaeus																		
V. <i>Ulva australis</i> Areschoug		1,00 $\pm$ 0,00				1,00 $\pm$												
V. <i>Ulva catenata</i> (Roth) C. Agardh																		
V. <i>Ulva compressa</i> Linnaeus						1,00 $\pm$ 0,00												
V. <i>Ulva torii</i> (Mertens) Trevisan		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00	1,29 $\pm$ 1,07												
C. <i>Calothrix consociata</i> Bornei & Fihaut												1,15 $\pm$ 0,77						

Tabla 13. Continuación

	Cortegada 1	Cortegada 2	Estruxera	Beiro	Os Baños	Castiñeiras	Con Sotadeleiro	Punta Cabalo	Sotocoste	Pesqueira	Sta. Cristina	Pousada	Bouzas	Museo Mar	Toralla	Canido	Portocelo	Panxón
<i>R. Arceuthobium ciliatum</i> (Harvey) Kylin																	1,00 ± 0,00	
<i>R. Agardhianum cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer						1,00 ±	1,00 ± 0,00					1,00 ±					1,00 ±	1,00 ±
<i>R. Agardhianum pseudobyssoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Habos																	1,00 ±	1,00 ± 0,00
<i>R. Anotichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock						1,00 ± 0,00											1,00 ±	1,50 ± 1,37
<i>R. Anthamion cuculatum</i> (C. Agardh) Nägeli																	1,00 ±	2,78 ± 2,11
<i>R. Anthamionella emfilia</i> (Hooker & Harvey) Lyle																		
<i>R. Apoglossum uscidium</i> (Turner) J. Agardh																		
<i>R. Callinamion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye						1,00 ±												
<i>R. Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfrige							1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00			1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	
<i>R. Ceramium echinatum</i> J. Agardh																		
<i>R. Ceramium secundatum</i> Lyngbye																		
<i>R. Ceramium</i> spp. Roth																		
<i>R. Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey																		
<i>R. Chondria capillaris</i> (Hudson) Wynne																		
<i>R. Chondria dasiphylia</i> (Woodward) C. Agardh																		
<i>R. Chylocladia verticillata</i> (Lightfoot) Bliding																		
<i>R. Coloclema davesii</i> (Dillwyn) Stegenga																		
<i>R. Compsthamion fluvioides</i> (Smith) Nägeli																		
<i>R. Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton																		
<i>R. Erythrotrichia bertradii</i> Batters							1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,00 ±							1,00 ± 0,00	
<i>R. Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh						1,00 ±											1,00 ± 0,00	
<i>R. Dasya hulthinsiae</i> Harvey																		
<i>R. Dasya sessilis</i> Yamada																		
<i>R. Dasyphyllia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim																		
<i>R. Gayella fasciata</i> (Harvey ex Kützling) T.O. Cho & L.J. McIvor						1,00 ±	1,00 ±										1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00
<i>R. Gayella mazoyerae</i> T.O. Cho, Frederiq & Hommersand																		
<i>R. Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Heney																		
<i>R. Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye																		
<i>R. Melanochlamys haveyi</i> (Bate) Diaz-Taglia et Meggs							1,00 ± 0,00										1,00 ± 0,00	1,89 ± 1,76
<i>R. Pheophyllum fragile</i> Kützling							13,38 ± 13,07	2,43 ± 1,99	1,95 ± 1,75	1,00 ± 0,00	49,38 ± 12,62	50,50 ± 18,68	2,92 ± 2,04	8,27 ± 6,37	2,33 ± 1,97	29,50 ± 13,73	2,65 ± 2,03	4,81 ± 4,57
<i>R. Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel																	1,00 ± 0,00	
<i>R. Porphirostomum boryanum</i> (Montagne) P. Silva																		
<i>R. Porphirostomum cilere</i> (Cambridge) M.J. Wynne																		
<i>R. Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neekus & Brodie																		
<i>R. Rhodophyllia floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann																		
<i>R. Rhodophysma georgei</i> Batters																		
<i>R. Styomena alsidii</i> (Zanardini) Drew																		
<i>R. Chelodiplosis zosteriae</i> (J. Agardh) Kylin																		
<i>P. Cutleria multifida</i> (Smith) Greville																		
<i>P. Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux																		
<i>P. Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey																		
<i>P. Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye																		
<i>P. Elachista fasciata</i> (Dillwyn) Aeschoug																		
<i>P. Feldmannia globifera</i> (Kützling) Hamel																		
<i>P. Desmarestia ligulata</i> (Stackhouse) J.V. Lamouroux																		
<i>P. Hirsckia granulosa</i> (Smith) Silva																		
<i>P. Hirsckia hirsckiae</i> (Harvey) Silva																		
<i>P. Litosiphonia laminariae</i> (Lyngbye) Harvey																		
<i>P. Myrionecta claviformis</i> Harvey																		
<i>P. Navicula</i> spp. Boy																		
<i>P. Spirocladia cerosa</i> (Roh) J.C. Agardh																		
<i>P. Teania abmaria</i> (Woodward) J. Agardh																		
<i>V. Cladophora albidula</i> (Hudson) Kützling																		
<i>V. Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützling																		
<i>V. Cladophora laevivirens</i> (Dillwyn) Kützling																		
<i>V. Ulla Linnaeus</i>																		
<i>V. Ulla australis</i> Aeschoug																		
<i>V. Ulla clathrata</i> (Roh) C. Agardh																		
<i>V. Ulla compressa</i> Linnaeus																		
<i>V. Ulla toria</i> (Merleins) Trevisan																		
<i>C. Calothrix consociata</i> Bornet & Flahault																		

**Tabla 14.** Promedio ( $\pm$ SD) del % de la cobertura de la flora epífita en la parte media de las hojas de *Zostera marina*.

	Ribadeo	San Cibrao	Caolín	Sismundi	Ortigueira	Ensenada	San Felipe	Torpulera	Reina	Caballos	Aves 1	Aves 2	Redes	Sada 1	Sada 2	Sada 3	Camarifas	Salvora
R. <i>Acorosium cilicolum</i> (Harvey) Kylin																		
R. <i>Agardhmannion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer		1,00 $\pm$							1,00 $\pm$	1,00 $\pm$							3,08 $\pm$ 2,91	
R. <i>Agardhmannion pseudobysoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos								5,00 $\pm$										
R. <i>Anethicum lrelandicum</i> (J. Agardh) Baldock		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	4,25 $\pm$ 4,27								
R. <i>Anethmannion crocoidum</i> (C. Agardh) Nageli		1,00 $\pm$						1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	3,00 $\pm$ 2,31								
R. <i>Anethmannion terribile</i> (Hooker & Harvey) Lye																		
R. <i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh								7,00 $\pm$ 5,20										
R. <i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye								4,17 $\pm$ 3,33	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$						
R. <i>Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfvinge		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00					1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,53 $\pm$ 1,41	1,00 $\pm$ 0,00	1,71 $\pm$ 1,57	2,09 $\pm$ 1,82			1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Ceramium eichonidum</i> J. Agardh		1,00 $\pm$ 0,00	1,20 $\pm$ 0,89					1,00 $\pm$ 0,00									1,00 $\pm$ 0,00	
R. <i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye								1,00 $\pm$ 0,00										
R. <i>Ceramium</i> spp. Roth																		
R. <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey																		
R. <i>Chondria capillaris</i> (Hudson) Wynne								4,67 $\pm$ 5,10										
R. <i>Chondria dasphylla</i> (Woodward) C. Agardh								3,95 $\pm$ 2,78										
R. <i>Cylloceria verticillata</i> (L'Herminier) Biding																		
R. <i>Cylloceria davisii</i> (Dillwyn) Siegenia																		
R. <i>Compsothamnion frugoides</i> (Smith) Nageli																		
R. <i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$					1,80 $\pm$ 1,69		2,33 $\pm$ 2,31								
R. <i>Erythrocladia bernardi</i> Batters	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	5,34 $\pm$ 2,84															
R. <i>Erythrocladia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00						2,05 $\pm$ 1,81		1,67 $\pm$ 1,56	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,73 $\pm$ 1,62	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00		
R. <i>Dayia hutchinsiae</i> Harvey	1,00 $\pm$																	
R. <i>Dayia sessilis</i> Yamada																		
R. <i>Daysiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim																		
R. <i>Gayella fasciata</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. Mblor		1,75 $\pm$ 1,61	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00														
R. <i>Gayella mazoyeriae</i> T.O. Cho, Frederica & Hommersand																		
R. <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Sackhouse) Collins & Harvey																		
R. <i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye																		
R. <i>Melanthamnion harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tapia et Maggs																		
R. <i>Phaeophytum fragile</i> Kützinger																		
R. <i>Polysiphonia barbosa</i> (Dillwyn) Sprengel	1,00 $\pm$	1,44 $\pm$ 1,29	2,00 $\pm$ 2,00	1,95 $\pm$ 1,75	1,57 $\pm$ 1,45	3,22 $\pm$ 2,11	4,20 $\pm$ 5,33	1,00 $\pm$ 0,00	1,50 $\pm$ 1,41	2,33 $\pm$ 2,07	2,00 $\pm$ 1,81	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	4,44 $\pm$ 4,59	45,83 $\pm$ 20,60	
R. <i>Porphyrostomum boranum</i> (Montagne) P. Silva			1,00 $\pm$ 0,00															
R. <i>Porphyrostomum cilare</i> (Carnegie) M.J. Wynne		1,00 $\pm$ 0,00	5,34 $\pm$ 2,84															
R. <i>Pyropis leucosticta</i> (Thuret) Neelus & Baddeley																		
R. <i>Rhodosternella feridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann		1,00 $\pm$																
R. <i>Rhodosternella georgii</i> Batters																		
R. <i>Sphenocladia</i> (Zandvoort) Drew																		
P. <i>Catolopion zosterae</i> (J. Agardh) Kylin		1,00 $\pm$																
P. <i>Culera multifida</i> (Smith) Greville		1,00 $\pm$ 0,00																
P. <i>Dicylea dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux																		
P. <i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey																		
P. <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye	1,52 $\pm$ 1,38	2,33 $\pm$ 2,00	1,84 $\pm$ 1,68	2,00 $\pm$ 2,00	1,00 $\pm$													
P. <i>Elachista fasciata</i> (Dillwyn) Keszthely			1,00 $\pm$	2,32 $\pm$ 2,50	3,64 $\pm$ 2,91	8,74 $\pm$ 10,17	2,18 $\pm$ 1,88	4,31 $\pm$ 3,71	11,00 $\pm$ 7,92	1,00 $\pm$ 0,00	1,31 $\pm$ 1,11	6,36 $\pm$ 5,19	1,00 $\pm$ 0,00			7,79 $\pm$ 7,47	4,88 $\pm$ 6,42	
P. <i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel																		
P. <i>Desmarestia ligulata</i> (Sackhouse) J.V. Lamouroux																		
P. <i>Hicksia granulosa</i> (Smith) Silva																		
P. <i>Hicksia hirsutissae</i> (Harvey) Silva																		
P. <i>Libysiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey																		
P. <i>Myrtilaria divariciformis</i> Harvey																		
P. <i>Narcula</i> spp. Bory																		
P. <i>Sphaelata cirrosa</i> (Roth) C. Agardh	8,21 $\pm$ 9,49																	
P. <i>Teneria atomaria</i> (Woodward) J. Agardh																		
V. <i>Cadophora aborea</i> (Hudson) Kützinger																		
V. <i>Cadophora nitidissima</i> (Dillwyn) Kützinger																		
V. <i>Cadophora lefevriensis</i> (Dillwyn) Kützinger																		
V. <i>Ulva Linnaeus</i>																		
V. <i>Ulva australis</i> Aes. choug																		
V. <i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh		1,00 $\pm$ 0,00																
V. <i>Ulva compressa</i> Linnaeus																		
V. <i>Ulva torii</i> (Mertens) Trevisan																		
C. <i>Cabellrix consociata</i> Boret & Filhaut	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00													

Tabla 14. Continuación

	Cortegada 1	Cortegada 2	Estruceira	Bairo	Os Baños	Castiñeiras	Con Sestadeiro	Punta Cabalo	Soutoxoste	Pesqueira	Sta. Cristina	Pousada	Boutzas	Museo Mar	Toralla	Canido	Portocelo	Panxón
R. <i>Acrostorium ciliatum</i> (Harvey) Kytin								1,00 ±										1,00 ±
R. <i>Agardhmanni cordatum</i> (Borgeren) Feldmann-Mazoyer						1,00 ± 0,00		1,00 ±										1,00 ± 0,00
R. <i>Agardhmanni pseudosporoides</i> (P. Couan & H. Couan) L. Hardy-Halos																		3,00 ± 2,83
R. <i>Anothidium luteolum</i> (J. Agardh) Baldox																		
R. <i>Anthamion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli																		
R. <i>Anthamionella tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle																		
R. <i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh																		
R. <i>Califfmannium corymbosum</i> (Smith) Lyngbye																		
R. <i>Ceramium cimbicicum</i> H. Petersen in Rosenfinge																		
R. <i>Ceramium echinodermum</i> J. Agardh																		
R. <i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye																		
R. <i>Ceramium</i> spp. Roth																		
R. <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey																		
R. <i>Chondria capillaris</i> (Hudson) Wynne																		
R. <i>Chondria desiphylia</i> (Woodward) C. Agardh																		
R. <i>Chytodactyla verticillata</i> (Lepidote) Biding																		
R. <i>Colaconema daviesii</i> (Dillwyn) Stengren																		
R. <i>Compsothamion frigidus</i> (Smith) Nägeli																		
R. <i>Cryptopora ramosa</i> (Hudson) Kytin ex Newton																		
R. <i>Erythrotrichia betnoides</i> Batters																		
R. <i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh																		
R. <i>Dasia hutchinsoniae</i> Harvey																		
R. <i>Dasia sessilis</i> Yamada																		
R. <i>Dasysiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim																		
R. <i>Gayella flaccida</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. McIvor																		
R. <i>Gayella mazoyeriae</i> T.O. Cho, Fredericq & Hommersand																		
R. <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stockhouse) Collins & Harvey																		
R. <i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye																		
R. <i>Melanodermis harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tapia et Maggs																		
R. <i>Pneophyllum fragile</i> Kützinger																		
R. <i>Polysiphonia filiformis</i> (Dillwyn) Sprengel																		
R. <i>Porphyrostomium cylindricum</i> (Montagne) P. Silva																		
R. <i>Pyropia leucosticta</i> (Turner) Nedetzka & Boudle																		
R. <i>Rhodophylla foridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann																		
R. <i>Rhodophylla georgii</i> Batters																		
R. <i>Sporosira asiatica</i> (Caradine) Daw																		
P. <i>Cladophora zosteriae</i> (J. Agardh) Kytin																		
P. <i>Cutleria multirida</i> (Smith) Greville																		
P. <i>Dichotoma didotiana</i> (Hudson) Lamouroux																		
P. <i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey																		
P. <i>Ectocarpus sticticus</i> (Dillwyn) Lyngbye																		
P. <i>Elachista flaccida</i> (Dillwyn) Arschoug																		
P. <i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel																		
P. <i>Desmarestia ligulata</i> (Stockhouse) J.V. Lamouroux																		
P. <i>Hinckia granulosa</i> (Smith) Silva																		
P. <i>Hinckia hicksiae</i> (Harvey) Silva																		
P. <i>Liosiphonia laminariae</i> (Lyngbye) Harvey																		
P. <i>Myrionichia daveleensis</i> Harvey																		
P. <i>Navicula</i> spp. Bory																		
P. <i>Sphaerolaria crenata</i> (Roth) C. Agardh																		
P. <i>Taonia atomaria</i> (Woodward) J. Agardh																		
V. <i>Cladophora alvina</i> (Hudson) Kützinger																		
V. <i>Cladophora hutchinsoniae</i> (Dillwyn) Kützinger																		
V. <i>Cladophora laevigata</i> (Dillwyn) Kützinger																		
V. <i>Ulia lineatus</i>																		
V. <i>Ulia australis</i> Arschoug																		
V. <i>Ulia clathrata</i> (Roth) C. Agardh																		
V. <i>Ulia compressa</i> Linnaeus																		
V. <i>Ulia lutea</i> (Mertens) Trevisan																		
C. <i>Calothrix consociata</i> Bornet & Flahault																		



**Tabla 15.** Promedio ( $\pm$ SD) del % de la cobertura de la flora epifita en la parte basal de las hojas de *Zostera marina*.

	Rhadeo	San Cibrao	Caolín	Sismundi	Ortigueira	Ensenada	San Felipe	Torpedera	Reina	Caballos	Área 1	Área 2	Redes	Sada 1	Sada 2	Sada 3	Camarillas	Sálvora
R <i>Aerospirillum ciliatum</i> (Harvey) Kylin										1,00 $\pm$								
R <i>Aglaethamnion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer																		
R <i>Aglaethamnion pseudobyssoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) Hardy-Halos																		
R <i>Anodochium fuscilatum</i> (J. Agardh) Baldoek		1,00 $\pm$ 0,00							1,00 $\pm$									
R <i>Anithamnion curculatum</i> (C. Agardh) Nageli		1,00 $\pm$ 0,00							1,00 $\pm$									
R <i>Anthamniorella lernbilia</i> (Hooker & Harvey) Lyle																		
R <i>Apoglossum ruscibulum</i> (Turner) J. Agardh								2,33 $\pm$ 2,31										
R <i>Callithamnion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye								1,00 $\pm$ 0,00				1,00 $\pm$						
R <i>Ceramium ambicium</i> H. Petersen in Rosenfvinge		1,00 $\pm$																
R <i>Ceramium echinodictum</i> J. Agardh		1,00 $\pm$ 0,00														1,00 $\pm$ 0,00		
R <i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye																		
R <i>Ceramium</i> sp. Roth							1,00 $\pm$											
R <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey																		
R <i>Chondria capillaris</i> (Hudson) Wynne																		
R <i>Chondria dasphylla</i> (Woodward) C. Agardh																		
R <i>Chylodactyla verticillata</i> (Lightfoot) Bolding						1,50 $\pm$ 1,41		3,67 $\pm$ 2,31										
R <i>Colaconema divesi</i> (Dillwyn) Stegenga	1,00 $\pm$ 0,00	1,40 $\pm$ 1,26		2,33 $\pm$ 2,00	2,50 $\pm$ 2,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	3,50 $\pm$ 3,50	7,46 $\pm$ 4,79	1,24 $\pm$ 0,97	2,89 $\pm$ 2,05	2,26 $\pm$ 1,91		2,20 $\pm$ 1,93	4,30 $\pm$ 2,68	1,00 $\pm$	
R <i>Composethamnion truncoides</i> (Smith) Nageli		1,00 $\pm$																
R <i>Cryptopleura amosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton		1,00 $\pm$ 0,00																
R <i>Erythrocladia beirnodii</i> Batters		1,00 $\pm$ 0,00	2,96 $\pm$ 2,50															
R <i>Erythrocladia canina</i> (Dillwyn) J. Agardh	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00																
R <i>Dasya hutchinsiae</i> Harvey																		
R <i>Dasya sessilis</i> Yamada																		
R <i>Dasyssiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim																		
R <i>Gayella fasciata</i> (Harvey) Kützting																		
R <i>Gayella mazoyerae</i> T.O. Cho, Frederici & Hommersand																		
R <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Harvey																		
R <i>Lomentaria ancillata</i> (Hudson) Lyngbye																		
R <i>Melanothamnion harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tapia et Maggs																		
R <i>Pneophyllum fragile</i> Kützting		1,44 $\pm$ 1,33																
R <i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Spengel				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00	2,86 $\pm$ 3,48	21,03 $\pm$ 16,03	
R <i>Porphyrostomium bonariense</i> (Montagne) P. Silva																		
R <i>Porphyrostomium elare</i> (Carmichael) M.J. Wynne																		
R <i>Pyropia leucosticta</i> (Turner) Neelus & Brodie		1,00 $\pm$ 0,00	2,96 $\pm$ 2,50														7,00 $\pm$ 6,85	
R <i>Rhododaniella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann		1,00 $\pm$																
R <i>Rhodophysensia georgii</i> Batters																		
R <i>Syloneira alsidii</i> (Zanardini) Drew																		
P <i>Cladophoron zosterae</i> (J. Agardh) Kylin																		
P <i>Culleria multifida</i> (Smith) Gréville																		
P <i>Diclyda dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux																		
P <i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,36 $\pm$ 1,21	3,00 $\pm$ 2,83														
P <i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,53 $\pm$ 1,41	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	3,25 $\pm$ 4,50	6,00 $\pm$ 4,14	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,96 $\pm$ 3,09		1,00 $\pm$	6,20 $\pm$ 5,45	3,00 $\pm$ 2,83	
P <i>Elachista fasciata</i> (Dillwyn) Kesscheng						1,00 $\pm$ 0,00												
P <i>Feldmannia globifera</i> (Kützting) Hamel						1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$ 0,00				1,00 $\pm$						
P <i>Desmarestia ligulata</i> (Stackhouse) J. V. Lamouroux						1,00 $\pm$ 0,00												
P <i>Hincksia granulosa</i> (Smith) Silva																		
P <i>Hincksia hicksiae</i> (Harvey) Silva		1,00 $\pm$ 0,00																
P <i>Lilaeopsis laminaeae</i> (Lyngbye) Harvey																		
P <i>Myrtilocladia clavaeformis</i> Harvey																		
P <i>Navicula</i> sp. Bory																		
P <i>Shielacladia cirrosa</i> (Roth) C. Agardh	4,80 $\pm$ 12,58																	
P <i>Taonia abnormis</i> (Woodward) J. Agardh																		
V <i>Cladophora albida</i> (Hudson) Kützting																		
V <i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützting																		
V <i>Cladophora leaeiensis</i> (Dillwyn) Kützting																		
V <i>Ulva limaeus</i>							1,00 $\pm$										1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00
V <i>Ulva australis</i> Kesscheng																		
V <i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh		1,00 $\pm$																
V <i>Ulva compressa</i> Linnaeus						3,00 $\pm$ 2,83												
V <i>Ulva toria</i> (Merle) Trevisan																		
C <i>Calothrix consociata</i> Boret & Flinault					1,00 $\pm$ 0,00													

Tabla 15. Continuación

	Cortagada 1	Cortagada 2	Estruxina	Beiro	Ox.Baños	Castiñeiras	Con.Sastadelo	Punta Chalo	Sotomuate	Pesqueira	Sua.Cristina	Pousada	Bouzas	Museo Mar	Toralla	Canido	Portocelo	Pinkón
R. <i>Acoronium cilolatum</i> (Harvey) Kuhn																		
R. <i>Agadhamion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer																		
R. <i>Agadhamion pseudosylvestris</i> (P. Crouan & H. Crouan) L.Hardy-Halos								1,00 ±										1,00 ± 0,00
R. <i>Anthrithum furcellatum</i> (J. Agardh) Backlock																		1,00 ± 0,00
R. <i>Anthrithum cucullatum</i> (C. Agardh) Nageli						1,00 ±												
R. <i>Anthrithumionella tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle																		
R. <i>Apoglossum ussibolium</i> (Turner) J. Agardh																		
R. <i>Callinamion corymbosum</i> (Smith) Lyngbye																		
R. <i>Ceranium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfvinge																		
R. <i>Ceranium echinatum</i> J. Agardh								1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00					1,00 ±			
R. <i>Ceranium secundatum</i> Lyngbye																		
R. <i>Ceranium</i> spp. Roth																		
R. <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey																		
R. <i>Chondria capitata</i> (Hudson) Wynne																		
R. <i>Chondria dasycphylla</i> (Woodward) C. Agardh																		
R. <i>Chlocladia verticillata</i> (Liphfoot) Biding																1,00 ± 0,00		
R. <i>Coloclema davisii</i> (Dillwyn) Stegenga							1,48 ± 1,33	1,86 ± 1,70			1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,71 ± 1,57	1,00 ± 0,00	1,40 ± 1,26	1,00 ± 0,00	1,42 ± 1,26	1,00 ± 0,00
R. <i>Comasthannion fluvioides</i> (Smith) Nageli																		
R. <i>Cryptopleura arnosa</i> (Hudson) Klyne & Newton																		
R. <i>Erythrocladia benedictii</i> Batters			1,00 ±	1,00 ±			1,00 ± 0,00	1,00 ±								1,00 ±		
R. <i>Erythrocladia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh			1,00 ± 0,00															
R. <i>Dasya hutchinsiae</i> Harvey																		
R. <i>Dasya sessilis</i> Yamada																		
R. <i>Dasydaphnia japonica</i> (Yendo) H. S. Kim																		
R. <i>Gajella fasciata</i> (Harvey ex Kütz.) T.O. Cho & L.J. Mclvor																		
R. <i>Gajella mazyrenae</i> T.O. Cho, Fredericq & Hommens and																		
R. <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stadthaus) Collins & Harvey																		
R. <i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye																		
R. <i>Melandriumus harveyi</i> (Bailey) Diaz-Tabia et Maggs																		
R. <i>Phragmium fragile</i> Kütz.			2,00 ± 2,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	14,17 ± 12,99	12,39 ± 10,32		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00					1,00 ±		2,65 ± 2,03	1,00 ± 0,00
R. <i>Polysiphonia borlicosa</i> (Dillwyn) Sprengel																		
R. <i>Porphyrostomum boyanum</i> (Montagne) P. Silva																		
R. <i>Porphyrostomum clare</i> (Carmichael) M.J. Wynne			3,29 ± 2,14														1,57 ± 1,51	1,00 ± 0,00
R. <i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefius & Brodie																		
R. <i>Rhododharmella fordii</i> (Dillwyn) J. Feldmann																		
R. <i>Rhodophysma georgii</i> Batters			1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,89 ± 1,71							1,00 ± 0,00				
R. <i>Sylonema alsidii</i> (Zanardini) Drew																		
P. <i>Cladophoron zosterae</i> (J. Agardh) Klyne							2,33 ± 2,00											
P. <i>Culera nuffida</i> (Smith) Sewall																		
P. <i>Dasya dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux																		
P. <i>Ectocarpus fasciculatus</i> (Harvey)								1,00 ± 0,00							1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	1,71 ± 1,57
P. <i>Etichisa fuscata</i> (Dillwyn) Arschoug	12,94 ± 12,83	8,33 ± 2,89						1,00 ± 0,00			1,89 ± 1,76	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00					
P. <i>Feldmannia godiera</i> (Kütz.) Hanel											1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00					
P. <i>Desmaretia ligulata</i> (Stadthaus) J.V.L. Lamouroux																		
P. <i>Hircidia granulosa</i> (Smith) Silva																		
P. <i>Hircidia hirciniae</i> (Harvey) Silva							1,00 ± 0,00											
P. <i>Lithophora laminariae</i> (Lyngbye) Harvey																		
P. <i>Myrtilochia claveliformis</i> Harvey																	1,00 ± 0,00	
P. <i>Navicula</i> spp. Bory																		
P. <i>Sphaecelaria cirrosa</i> (Roh) C. Agardh	3,53 ± 3,23							1,00 ±					1,00 ± 0,00					
P. <i>Tenella atomaria</i> (Woodward) J. Agardh																		
V. <i>Cladophora albidula</i> (Hudson) Kütz.																		
V. <i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kütz.																		
V. <i>Cladophora lefevriensis</i> (Dillwyn) Kütz.																		
V. <i>Ulva</i> Linnaeus																		
V. <i>Ulva australis</i> Arschoug																		
V. <i>Ulva clathrata</i> (Roh) C. Agardh																		
V. <i>Ulva compressa</i> Linnaeus																		
V. <i>Ulva tora</i> (Merlet) Tronivasan																		
C. <i>Cladophrixicosocata</i> Bonnet & Filahaut	1,67 ± 1,63	1,00 ± 0,00								1,00 ± 0,00								



## Capítulo 3

# Monitorización temporal de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

---



## Introducción

*Zostera marina* en el Atlántico norte es perenne, pero presenta un marcado crecimiento estacional. Las hojas que crecen en verano, se desprenden en otoño y son reemplazadas en invierno por nuevas hojas (Davison & Hughes 1998). Durante la primavera tiene lugar el máximo de producción y en verano se alcanza la máxima biomasa foliar. El mayor crecimiento de las hojas y la elongación de los rizomas de *Z. marina* tiene lugar durante primavera y verano (abril-septiembre). Las hojas pueden llegar a crecer  $3.1 \text{ cm (haz} \cdot \text{día)}^{-1}$  y la elongación de los rizomas puede ser de hasta  $26 \text{ cm año}^{-1}$  (Pérez-Llorens 2004, Duarte *et al.* 2006). En la época de crecimiento, los rizomas horizontales se ramifican y producen haces foliares verticales. Desde otoño hasta invierno, los rizomas se fragmentan y cada uno de los fragmentos es arrastrado por las corrientes pudiendo generar nuevas plantas si se depositan en el sustrato adecuado. En invierno se alcanza la mínima producción (Davison & Hughes 1998, Pérez Llorens 2004).

La productividad de las praderas marinas está generalmente regulada por la temperatura del agua, la irradiancia y la disponibilidad de nutrientes (Lee *et al.* 2007). Sin embargo, el crecimiento estacional de *Zostera marina* está determinado principalmente por la temperatura del agua, ya que afecta a procesos bioquímicos implicados en la fotosíntesis y en la respiración (Lee *et al.* 2005). Pueden presentar un crecimiento máximo cuando el agua alcanza la temperatura en la cual el crecimiento de la planta es óptimo debido a la optimización del balance entre las tasas de respiración y fotosintéticas (Lee *et al.* 2007). La productividad estacional de las praderas suele mostrar un incremento en las tasas de productividad en primavera y verano y un detrimento en otoño e invierno (Lee *et al.* 2007). La irradiancia también desempeña un papel relevante ya que está directamente relacionada con la fotosíntesis y por lo tanto con la variabilidad estacional que muestran los parámetros fotosintéticos (Davison & Hughes 1998, Pérez-Llorens 2004, Lee *et al.* 2007). Las praderas marinas pueden acceder tanto a los nutrientes de la columna de agua como de los sedimentos. El enriquecimiento excesivo de nutrientes en la columna de agua que se produce, por ejemplo, con los vertidos en determinadas zonas en los meses de verano, causaría un aumento de la carga epifita y un afloramiento fitoplanctónico, provocando la atenuación de la luz y el declive de las praderas marinas (Lee *et al.* 2007, Cacabelos *et al.* 2015b).

La diversidad florística de las praderas de *Zostera marina* depende de una combinación de factores: la estabilidad de la pradera, el tipo de sustrato, la salinidad, la exposición al oleaje y la localización (Davison & Hughes 1998). La variabilidad temporal de la flora de las praderas de *Z. marina* en el noroeste de la península ibérica podría depender de parámetros ambientales como temperatura, fotoperíodo, profundidad o diferencias locales, tales como condiciones hidrodinámicas y procesos de afloramiento. La diversidad de epifitos puede estar condicionada por aspectos intrínsecos de la especie como su morfología y vida media de sus hojas, así como por las condiciones ambientales (Reyes & Sansón 1996).

Las praderas de *Zostera marina* ocupan una extensión de  $5.69 \text{ km}^2$  en el noroeste de la península ibérica (García-Redondo *et al.* 2018b, enviado para su publicación). A pesar de su



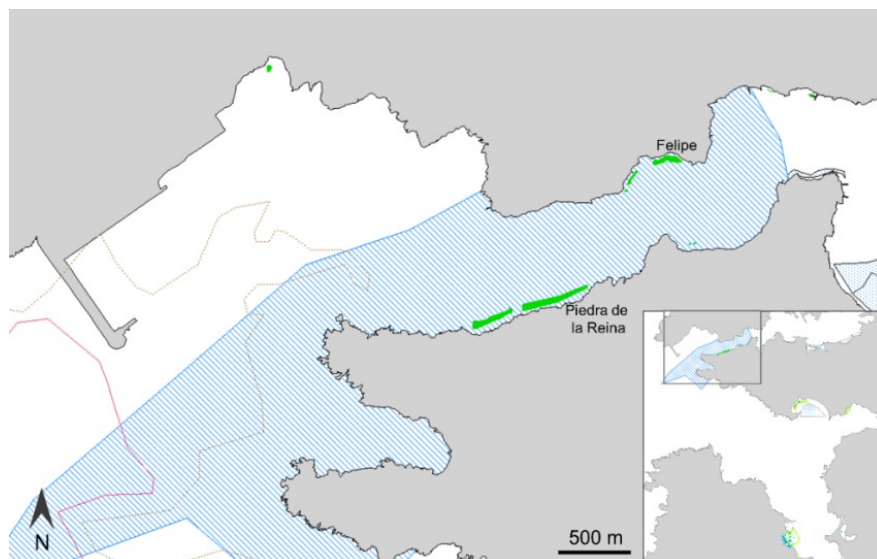
limitada extensión comparada con la que ocupan en el norte de Europa (340 km<sup>2</sup> en Europa occidental y 1480 km<sup>2</sup> en Noruega; Boström *et al.* 2014), proporcionan importantes servicios ecosistémicos (Mateo 2015). En el contexto de estudios sobre el cambio climático, se estima que las praderas de *Z. marina* podrían verse afectadas (Duarte 2002). Los efectos que podría conllevar en las praderas marinas el aumento de la temperatura son todavía inciertos, por ello la monitorización temporal de las praderas constituye una herramienta esencial para detectar su evolución y tendencia a medio y largo plazo.

A pesar de que existen estudios de la variabilidad temporal de las praderas de *Zostera marina* en diferentes regiones del mundo (ej. Boström *et al.* 2004), éstos son escasos en la península ibérica (ver Rueda *et al.* 2008, Ondiviela *et al.* 2018) y ausentes en el noroeste ibérico por ello, se ha desarrollado el presente estudio con el fin de: i) detectar las variaciones temporales de la biología de *Z. marina* y relacionarlas con la temperatura, ii) estudiar las variaciones temporales de la flora asociada a las praderas de *Z. marina* y relacionarlas con la temperatura.

## Metodología específica

### Área de estudio

En el golfo Ártabro existen 13 praderas de *Zostera marina* que ocupan 6.56 ha en total (García-Redondo *et al.* 2018b, en revisión). Se encuentran en un rango de profundidad entre 0.5 y 3 m y poseen un rango de cobertura, densidad, altura y anchura media de 27 - 70%, 70 - 202 haces·m<sup>-2</sup>, 29.7 - 64.0 cm y 4.9 - 7.2 mm, respectivamente. Se ha registrado la presencia de flores en cuatro praderas del golfo Ártabro (García-Redondo *et al.* 2018b, en revisión). Se han seleccionado dos praderas en la ría de Ferrol al azar para llevar a cabo la monitorización temporal. Las praderas seleccionadas son Felipe (8° 17' 2.07"N, 43° 27' 51.33" W) y Piedra de la Reina (8° 17' 46.77"N, 43° 27' 20.13" W) (Fig. 42). La extensión de la pradera de Felipe es superior (5327.81 m<sup>2</sup>) a la de Piedra de la Reina (921.39 m<sup>2</sup>) (García-Redondo *et al.* 2018, en revisión).



**Figura 42.** Localización del área de estudio en la ría de Ferrol (golfo Ártabro) con la ubicación de las praderas marinas de Felipe (8° 17' 2.07"N, 43° 27' 51.33" W) y Piedra de la Reina (8° 17' 46.77"N, 43° 27' 20.13" W).

### Diseño experimental

La metodología de estudio seguida se basa en la monografía específica sobre praderas de fanerógamas de Short & Coles (2001) así como en los criterios propuestos para estudios de monitorización de las praderas de *Zostera* en el Atlántico europeo (Davison & Hughes 1998, MARBIPP 2006, OSPAR 2009). El trabajo se ha llevado a cabo mediante muestreos mensuales que han tenido lugar empleando buceo autónomo, entre enero de 2015 y enero de 2016 en dos praderas de la costa del golfo Ártabro (Felipe y Piedra de la Reina). En cada pradera se establecieron transectos de longitud variable, a lo largo de los cuales se han distribuido al azar cinco cuadrados de 0.25 m<sup>2</sup>. En cada cuadrado se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de *Z. marina*, así como el porcentaje de la cobertura de la flora acompañante sobre el sustrato de la pradera, que se recolectó para realizar la identificación de los diferentes taxones. Cada

cuadrado de 0.25m<sup>2</sup> contenía un cuadrado de menor tamaño (0.0625 m<sup>2</sup>) que se utilizó para estimar la densidad de *Z. marina* (haces·m<sup>-2</sup>) contando el número de haces vivos erectos dentro de ese subcuadrado. Esta metodología corresponde con la establecida en Duarte & Kirkman (2001) para la monitorización de praderas marinas. Los cuadrados muestreados se marcaron mediante pesos y boyas, para evitar repetir el mismo cuadrado en los meses posteriores. Se tomaron fotografías con el fin de registrar la fisonomía de la comunidad. Para cada muestra se registró la profundidad a la que fue recolectada. En cada cuadrado se recolectaron 10 haces para estudiar su biometría en el laboratorio (longitud y anchura de la hoja), así como comprobar su estado reproductor. Seis de esos 10 haces se seleccionaron al azar para estudiar la flora epífita. Se dividió cada hoja epífita en tres partes (distal, media y basal) y se analizó por separado la cobertura de epífitos en cada una de ellas. Además, se recolectaron muestras de sedimento para su posterior análisis granulométrico. Los datos de temperatura superficial se obtuvieron de la red de estaciones costeras del INTECMAR (2017). Se utilizaron los datos pertenecientes a la estación de Punta Redonda (43° 27.802' N, 8° 16.391' W) situada cerca de ambas praderas. Los datos de temperatura superficial han sido registrados por INTECMAR mediante un medidor multiparamétrico portátil HI 769828.

### **Análisis estadístico**

Los datos se han analizado mediante el paquete informático PRIMER V.6. & PERMANOVA (Clarke & Gorley 2006, Anderson *et al.* 2008). Los datos univariantes (cobertura, densidad, altura y anchura de las hojas) fueron analizados mediante un PERMANOVA a partir de una matriz de disimilaridad de distancias euclídeas. Las localidades (2 niveles) se consideraron un factor aleatorio y las fechas (13 niveles) un factor fijo. Además, en el caso de altura y anchura de las hojas se consideró el factor aleatorio cuadrado (5 niveles) anidado en localidad. Los datos multivariantes de la cobertura de la flora del sustrato de las praderas, se analizaron empleando una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis entre pares de muestras que fue analizada utilizando un análisis PERMANOVA con localidad (2 niveles) como factor aleatorio y fecha (13 niveles) como factor fijo. La contribución de cada especie a las diferencias de la matriz de Bray-Curtis entre localidades fue determinada mediante el procedimiento de porcentajes de similitud (SIMPER). Los datos se representaron gráficamente mediante una ordenación bidimensional nMDS basado en una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis de la distancia entre centroides.

La riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon (H') fueron calculadas para cada muestra y estos datos univariantes se analizaron mediante un análisis PERMANOVA basado en una matriz de distancias euclídeas. El diseño del PERMANOVA empleado fue el mismo que el de las variables densidad y cobertura de *Zostera marina*.

Los datos multivariantes de la cobertura de la flora epífita de las hojas de *Zostera marina* se analizaron mediante un PERMANOVA en base a una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis tras aplicar una transformación de raíz cuarta. Se consideraron los factores localidad (2 niveles,

aleatorio), fecha (13 niveles, fijo), cuadrado (5 niveles, aleatorio) anidado en localidad y fecha, y parte de la hoja (3 niveles, fijo) anidado en cuadrado. Los datos se representaron gráficamente en un nMDS en base a la matriz de disimilaridad de Bray-Curtis. La contribución de cada especie a las diferencias de la matriz de Bray-Curtis entre localidades fue determinada mediante el procedimiento de similitud de porcentajes (SIMPER). En todos los casos, cuando se detectaron diferencias significativas entre fechas o sitios se llevaron a cabo análisis de comparaciones por pares empleando PERMANOVA.

## Resultados

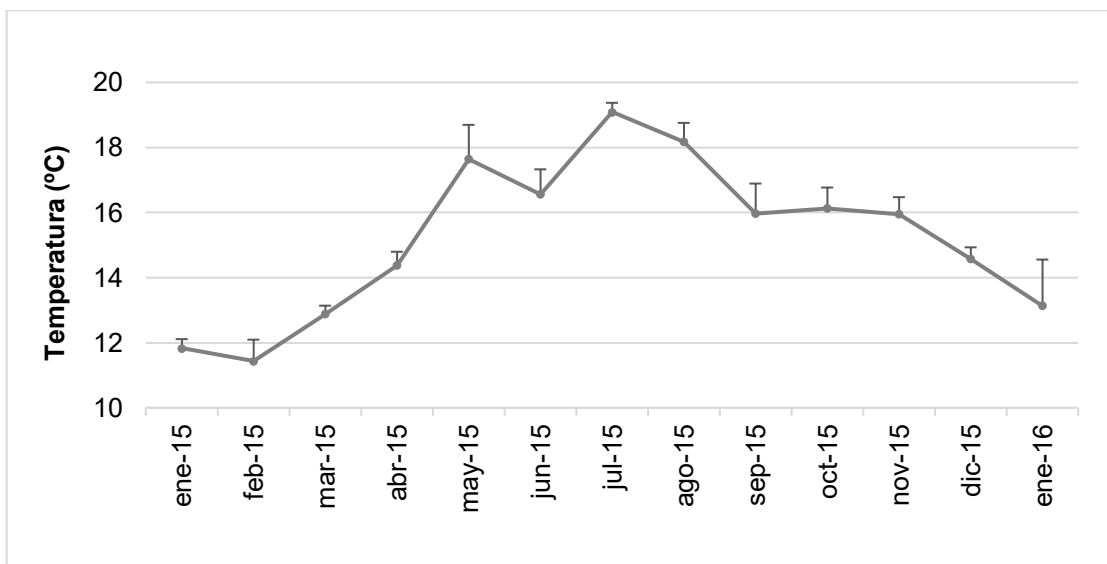
### Variables ambientales

Las praderas de Felipe y Piedra de la Reina se encuentran en el submareal superior. El sustrato de las localidades es principalmente arenoso, aunque la localidad de Felipe al tener un menor porcentaje de arena y un mayor porcentaje de limo y arcilla que Piedra de la Reina se cataloga como arena fina frente a la arena media de Piedra de la Reina (Tabla 16).

**Tabla 16.** Atributos del hábitat de las praderas de *Zostera marina* de Felipe y de Piedra de la Reina (Ría de Ferrol). La profundidad media de la localidad de muestreo (metros), el área ocupada por *Z. marina* (m<sup>2</sup>), la composición del sustrato (%): arena, limo y arcilla, así como la descripción del sedimento según el método de Folk & Ward (1957).

	Felipe	Piedra de la Reina
Profundidad (m)	1	1.5
Área de <i>Z. marina</i> (m <sup>2</sup> )	5327.81	921.39
Arena (%)	83,20%	92,10%
Limo (%)	15,20%	7,30%
Arcilla (%)	1,60%	0,60%
Tipo de Sedimento	Arena fina	Arena media

La temperatura superficial media en el área de estudio varió entre  $11.44 \pm 0.66$  °C, (media  $\pm$  SD, n = 4) en el mes de febrero y  $19.09 \pm 0.28$ °C en julio (Fig. 44).



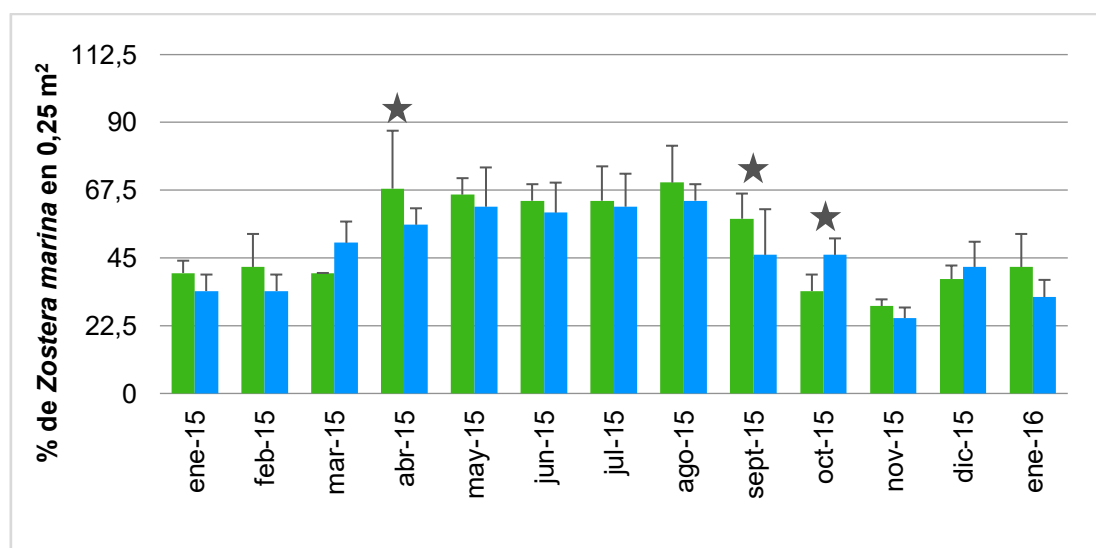
**Figura 44.** Media (+SD) de temperatura superficial (°C) durante el período enero 2015 - enero 2016 en la estación costera del INTECMAR de Punta Redonda (43° 27.802' N, 8° 16.391' W).

### Cobertura y densidad de las praderas de *Zostera marina*

Se detectaron diferencias significativas en el porcentaje de cobertura de *Zostera marina* tanto en función de las localidades como en función de las fechas (Tabla 17). El porcentaje de cobertura de *Z. marina* (Fig. 45) fue mayor en Felipe (50.4 ± 14.7%; media ± SD; n = 65) que en Piedra de la Reina (46.8 ± 13.1%). Sin embargo, en los meses de marzo, octubre y diciembre la cobertura fue mayor en Piedra de la Reina (Fig. 45), por lo que la interacción entre ambos factores (Si x Da) resultó significativa. No obstante, los análisis por pares de localidades resultaron significativos únicamente en los meses de abril ( $P_{\text{perm}} = 0.025$ ), septiembre ( $P_{\text{perm}} = 0.049$ ) y octubre ( $P_{\text{perm}} = 0.039$ ). Los mayores valores de cobertura para ambas praderas corresponden con los meses comprendidos entre abril y septiembre. En ambas localidades, el valor máximo de cobertura de *Z. marina* corresponde con el mes de agosto (70.0 ± 12.2% y 64.0 ± 5.5% en Felipe y Piedra de la Reina, respectivamente, media ± SD; n = 5). La cobertura mínima de *Z. marina* se observó en el mes de noviembre en ambas praderas (29.0 ± 2.2% y 25.0 ± 3.5%, Felipe y Piedra de la Reina, respectivamente).

**Tabla 17.** Resultados del test PERMANOVA univariante para diferencias entre fechas (Date = Da) y entre localidades (Site = Si) en la cobertura de *Zostera marina*. Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Site = Si	1	739	12,46	<b>0,001</b>
Date= Da	12	1840	7,8566	<b>0,002</b>
Si x Da	12	234	3,9481	<b>0,001</b>
Residual	104	59,3		



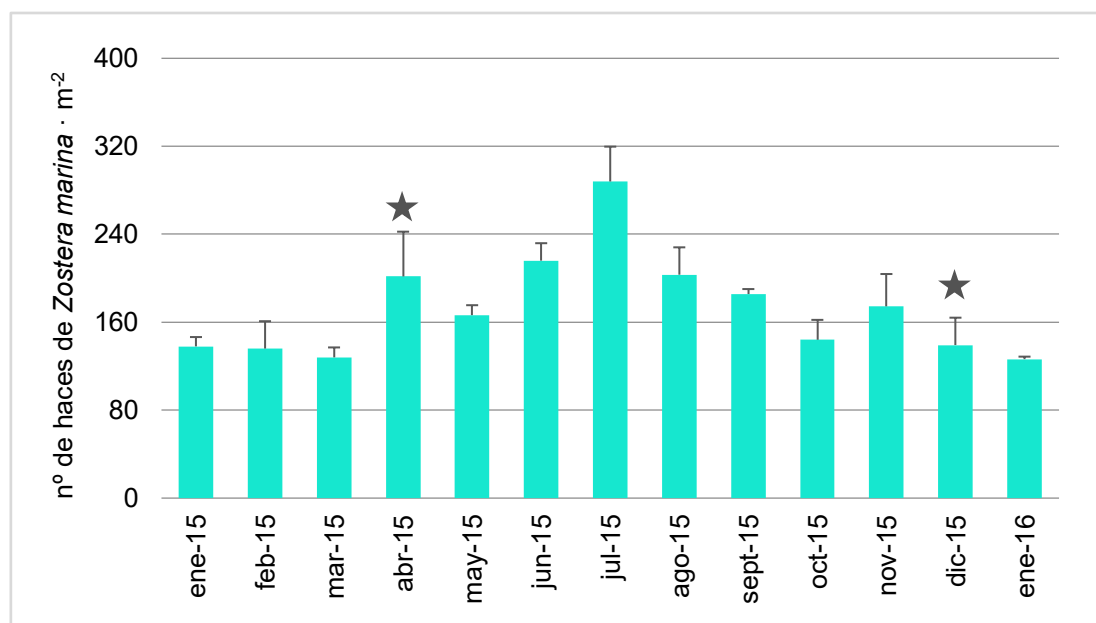
**Figura 45.** Promedio (+SD) de la cobertura de *Zostera marina* en las praderas de Felipe (verde) y Piedra de la Reina (azul) desde enero de 2015 hasta enero de 2016. Las estrellas indican los meses con diferencias significativas por pares entre localidades.



La densidad de haces de *Zostera marina* fue similar en ambas praderas, mientras que mostró diferencias significativas entre fechas (Tabla 18). El número medio de haces de *Z. marina* fue de  $173.3 \pm 57.7$  haces  $\cdot m^{-2}$  (media  $\pm$  SD,  $n=130$ ) (Fig. 45). La densidad máxima ocurrió en el mes de julio ( $288.0 \pm 31.7$  haces vivos  $\cdot m^{-2}$ ; media  $\pm$  SD;  $n=10$ ). El número de haces vivos fue menor entre enero y marzo, alcanzándose el valor mínimo en el mes de enero de 2016 ( $126.0 \pm 2.3$  haces vivos  $\cdot m^{-2}$ ).

**Tabla 18.** Resultados del test PERMANOVA univariante para diferencias entre fechas y entre localidades en la densidad de *Zostera marina*. Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Site = Si	1	22,431	4,6103	0,031
Date= Da	12	82,19	6,0297	<b>0,002</b>
Si x Da	12	13,631	2,8016	<b>0,005</b>
Residual	104	4,8654		



**Figura 46.** Promedio ( $\pm$ SD) de la densidad en las praderas de *Zostera marina* de ambas localidades desde enero de 2015 hasta enero de 2016. Las estrellas indican los meses con diferencias significativas por pares.

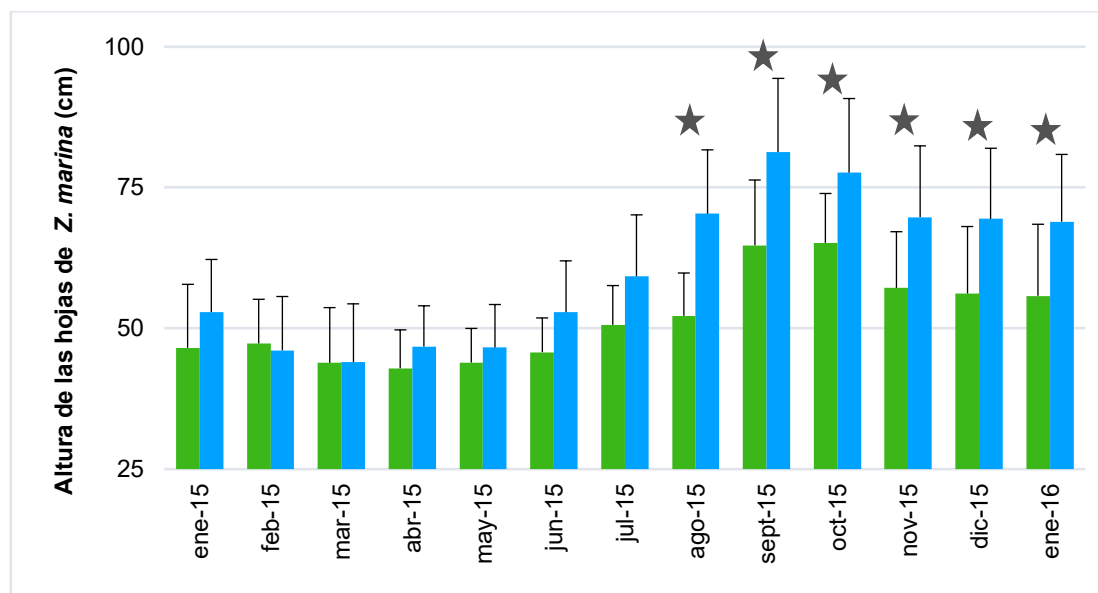
### Biometría de *Zostera marina*

Se han detectado diferencias significativas entre la altura y la anchura de las hojas de *Zostera marina* en función de las fechas, la localidad y los cuadrados de muestreo (Tabla 19). Los haces de *Zostera marina* fueron más largos y anchos en Piedra de la Reina que en Felipe durante todo el estudio (Fig. 47-48). No obstante, los análisis por pares detectaron diferencias significativas entre localidades en los meses de agosto ( $P_{\text{perm}} = 0.011$ ), septiembre ( $P_{\text{perm}} = 0.032$ ), octubre ( $P_{\text{perm}} = 0.02$ ), noviembre ( $P_{\text{perm}} = 0.015$ ), diciembre ( $P_{\text{perm}} = 0.007$ ) y enero de 2016 ( $P_{\text{perm}} =$

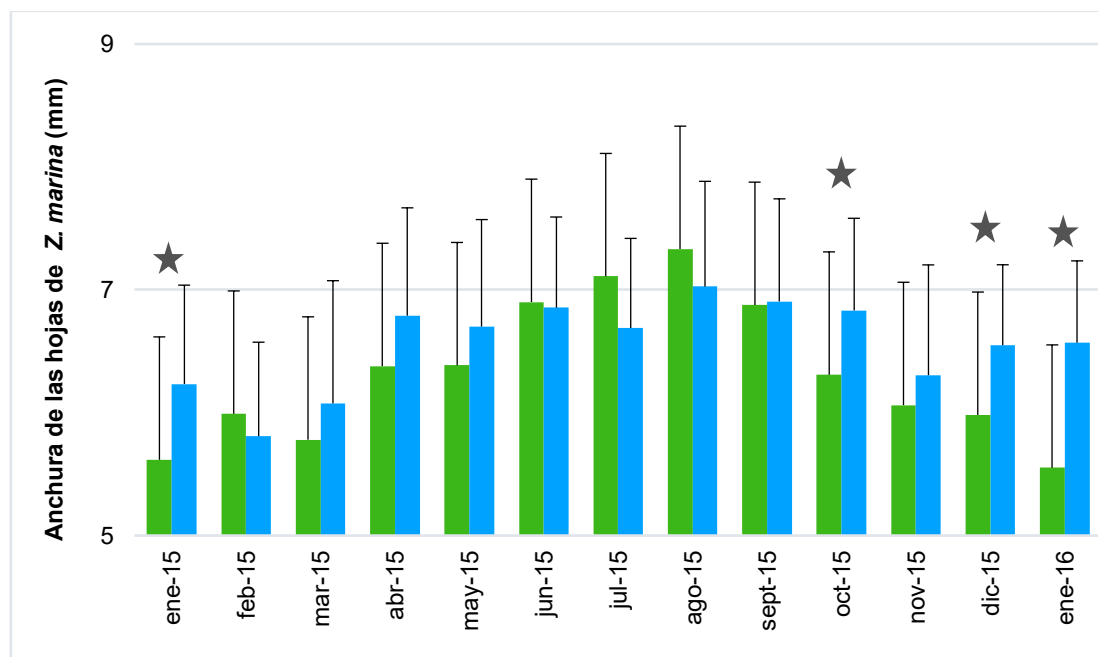
0.014), coincidiendo con el período de mayor longitud de las hojas. La longitud mínima se observó en Piedra de la Reina en marzo ( $44.0 \pm 10.4$  cm; media  $\pm$  SD,  $n = 10$ ) y en abril en Felipe ( $42.9 \pm 6.8$  cm). Posteriormente, se produjo un aumento progresivo en la longitud alcanzando el máximo en septiembre en Piedra de la Reina ( $81.3 \pm 13.1$  cm) y en octubre en Felipe ( $65.2 \pm 8.8$  cm). Esta tendencia no es tan evidente en las anchuras de las hojas, pero existe una progresión ascendente desde los meses de invierno (enero-marzo) hasta los meses de verano (julio-septiembre). En ambas praderas el valor máximo de anchura se observó en el mes de agosto (P. Reina:  $7.0 \pm 0.9$  mm vs. Felipe:  $7.3 \pm 0.6$  mm), mientras que el valor mínimo se produjo en febrero en Piedra de la Reina ( $5.8 \pm 0.8$  mm) y en Felipe en enero de 2015 ( $5.6 \pm 0.8$  mm) y de 2016 ( $5.6 \pm 0.6$  mm). Los haces también son más anchos en las plantas de Piedra de la Reina ( $6.6 \pm 0.4$  mm; media  $\pm$  SD,  $n = 650$ ) que en las plantas de la pradera de Felipe ( $6.3 \pm 0.6$  mm) (Fig. 48). Estas diferencias fueron significativas en enero 2015 ( $P_{\text{perm}} = 0.025$ ), octubre ( $P_{\text{perm}} = 0.04$ ), diciembre ( $P_{\text{perm}} = 0.011$ ) y enero de 2016 ( $P_{\text{perm}} = 0.006$ ). Sin embargo, en febrero y junio-agosto la anchura media de los haces fue mayor en Felipe que en Piedra de la Reina. Tanto en la longitud como en la anchura de las hojas el factor cuadrado anidado en fecha por sitio ha resultado significativo, indicando una elevada variabilidad a pequeña escala.

**Tabla 19.** Resultados del test PERMANOVA univariante para diferencias entre fechas, entre localidades y entre cuadrados en la altura y anchura de las hojas de *Zostera marina*. Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas.

Source	df	Altura de las hojas de <i>Zostera marina</i>			Anchura de las hojas de <i>Zostera marina</i>		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
Date= Da	12	10465	10.909	<b>0.001</b>	39.68	5.1186	<b>0.001</b>
Site = Si	1	24853	83.93	<b>0.001</b>	50.69	5.2254	<b>0.004</b>
Si x Da	12	959.3	3.2396	<b>0.001</b>	7.752	0.79913	0.77
Quadrat = Qu(SixDa)	104	296.1	3.4859	<b>0.001</b>	9.7	2.4112	<b>0.001</b>
Residual	1170	84.95			4.023		

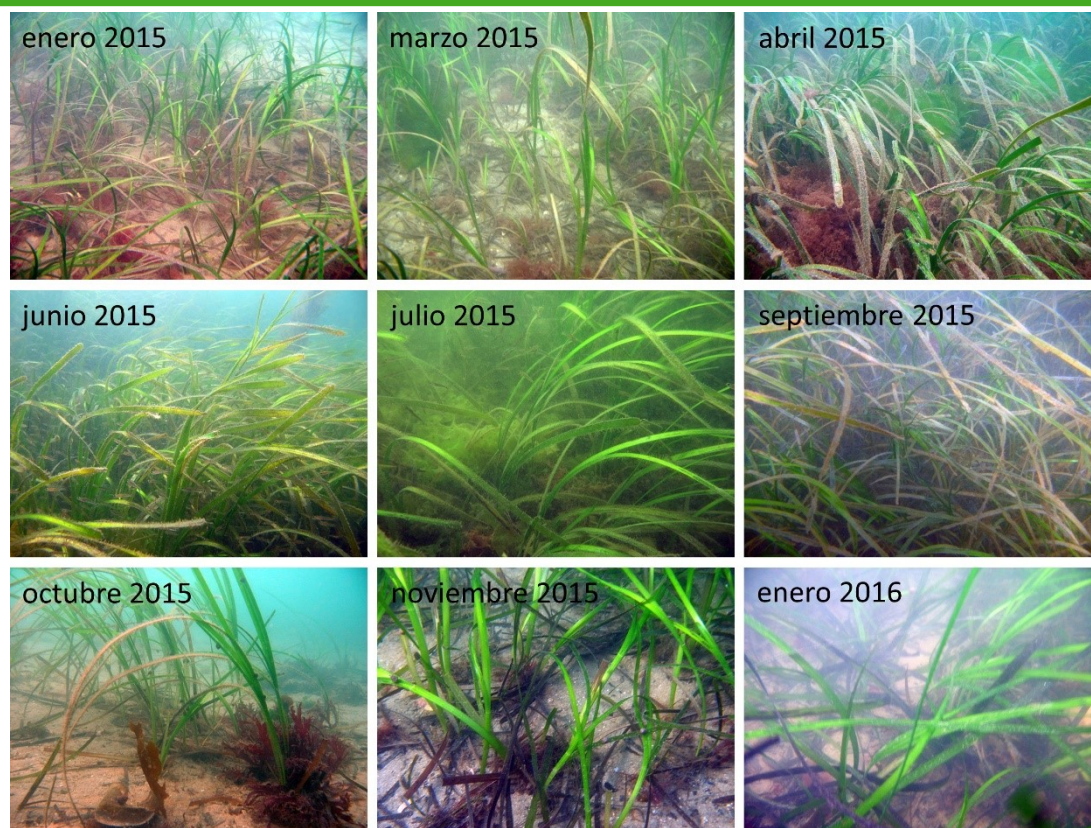


**Figura 47.** Altura de los haces de *Zostera marina* en las praderas de Felipe (verde) y Piedra de la Reina (azul) desde enero de 2015 hasta enero de 2016 (media+SD, n=50). Los meses con diferencias significativas por pares entre localidades fueron marcados con estrellas.

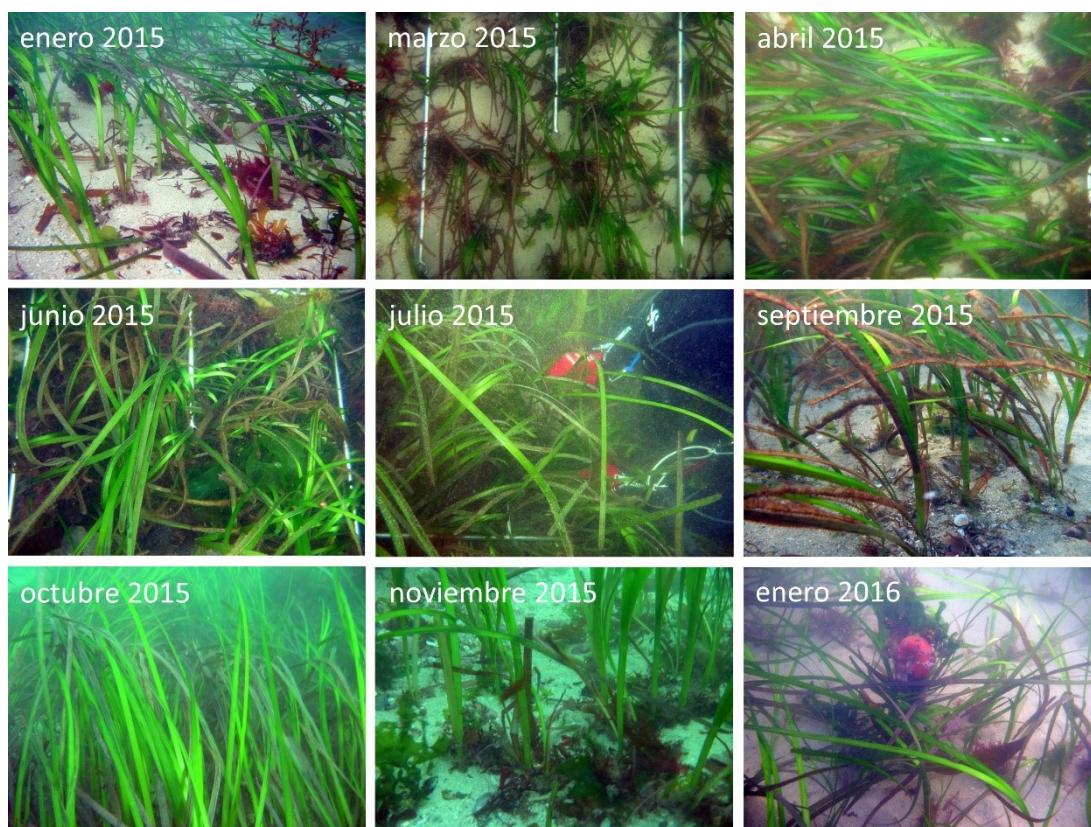


**Figura 48.** Anchura de los haces de *Zostera marina* en las praderas de Felipe (verde) y Piedra de la Reina (azul) desde enero de 2015 hasta enero de 2016 (media+SD, n=50). Los meses con diferencias significativas por pares entre localidades fueron marcados con estrellas.





**Figura 49.** Evolución de la pradera de *Zostera marina* en Felipe desde enero de 2015 hasta enero de 2016.



**Figura 50.** Evolución de la pradera de *Zostera marina* en Piedra de la Reina desde enero de 2015 hasta enero de 2016.

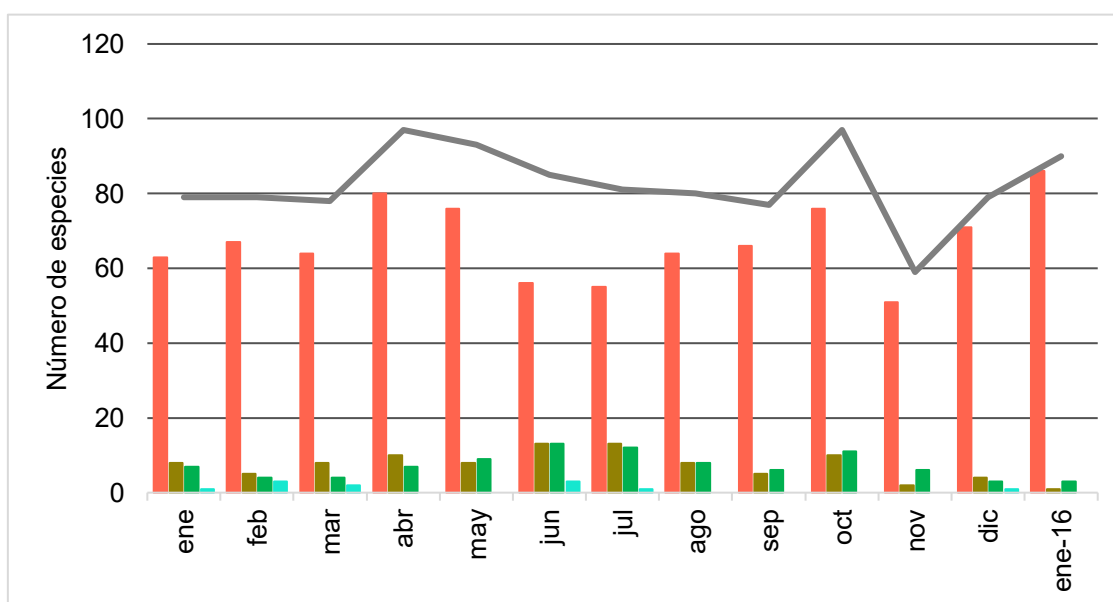
## Estado reproductor de las praderas de *Zostera marina*

Se han encontrado plantas con flores en 14 de las 130 muestras recogidas, pero únicamente en la localidad de Felipe. La floración de *Z. marina* en esta pradera se produjo entre mayo y agosto. Se han encontrado flores en 3 de los 5 cuadrados muestreados en mayo, julio y agosto, y en 5 cuadrados en junio.

## Biodiversidad florística de las praderas de *Zostera marina*

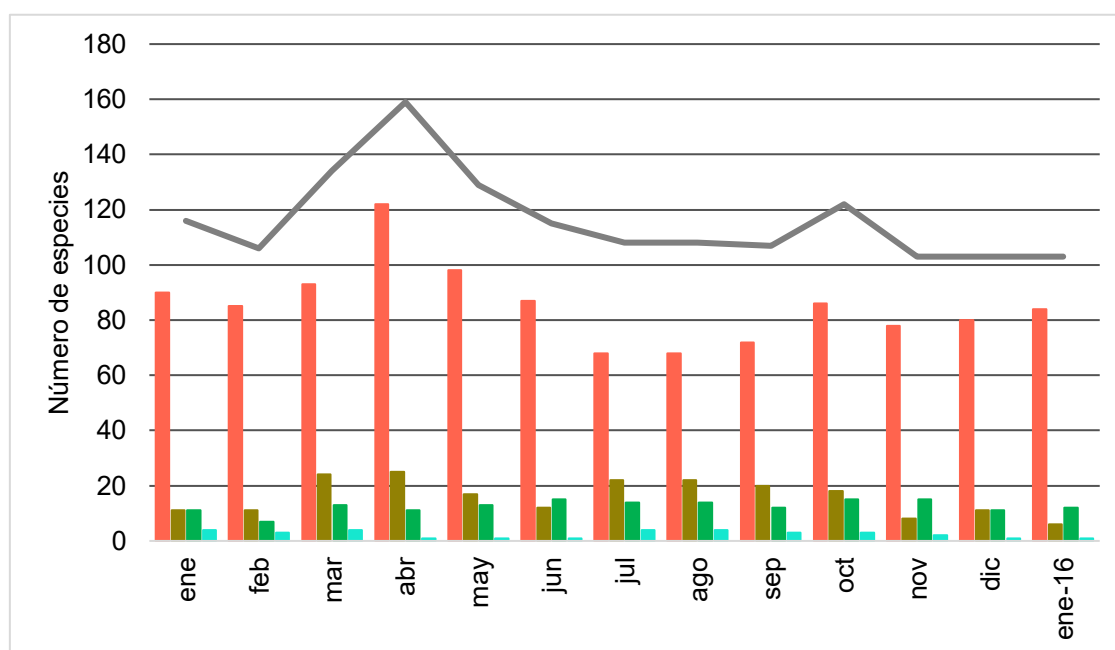
### Variación temporal de la flora del sustrato

Se han registrado un total de 112 especies de flora algal (78 Rhodophyta, 22 Ochrophyta, 10 Chlorophyta y 2 Cyanobacteria) asociadas al sustrato. El número de especies totales es mayor en Piedra de la Reina (95) que en Felipe (88). En ambas praderas, Rhodophyta es el grupo con mayores valores (Reina: 67 vs. Felipe: 61) durante todos los meses (Figs. 51-52). En ambas praderas se observaron dos picos de diversidad máxima en los meses de abril y octubre. En la pradera de Piedra de la Reina, se alcanzó el mínimo absoluto en febrero (106 especies) y fue aumentando hasta alcanzar el máximo absoluto en abril (159 especies). Posteriormente la riqueza específica fue disminuyendo para volver a aumentar en octubre (122 especies) y continuar disminuyendo hasta estabilizarse desde noviembre hasta enero de 2016 (103 especies) (Figs. 51-52). En la pradera de Felipe, la riqueza específica aumentó desde enero de 2015 alcanzando su máximo en el mes de abril (97 especies), disminuyendo posteriormente hasta septiembre y alcanzando nuevamente su máximo en octubre (97 especies). El mínimo absoluto de número de especies se alcanzó en el mes de noviembre (59 especies) y fue aumentando progresivamente hasta enero de 2016 (90 especies) (Figs. 51-52).



**Figura 51.** Variación mensual del número de especies de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* en Felipe. El número de especies de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) está representado en barras y el número total en una línea (gris).





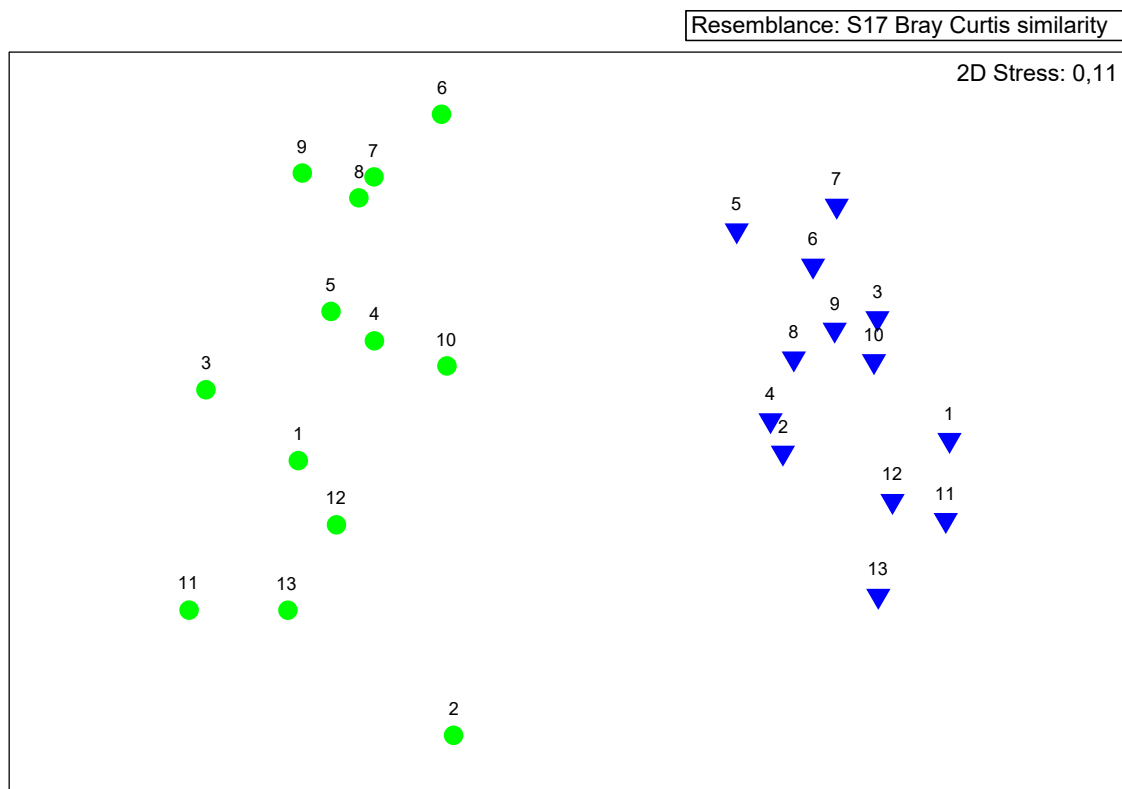
**Figura 52.** Variación mensual del número de especies de la flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* en Piedra de la Reina. El número de especies de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) está representado en barras y el número total en una línea (gris).

La cobertura de flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* de Ferrol varió significativamente entre fechas y localidades (Tabla 20). La cobertura media de flora del sustrato en la pradera de Piedra de la Reina ( $25.96 \pm 50.65\%$ , media  $\pm$  SD,  $n = 112$ ) fue mayor que en la pradera de Felipe ( $24.17 \pm 73.41\%$ ). La diferencia de flora del sustrato de las praderas de *Zostera marina* de la ría de Ferrol se refleja en la ordenación nMDS donde se distinguen dos grupos correspondientes a Felipe y a Piedra de la Reina (Fig. 53). El análisis PERMDISP reveló que la cobertura de la flora asociada fue homogénea entre ambas praderas ( $P_{\text{perm}} = 0.177$ ). La cobertura de la flora del sustrato presentó diferencias significativas entre fechas excepto para los siguientes pares de meses (indicados en número): 1-10, 1-12, 3-4, 5-7, 5-10, 7-8, 8-9, 8-10 y 12-1.16 en la pradera de Ferrol y 2-4, 6-7, 8-9, 9-10 y 11-12 en la pradera de Piedra de la Reina. El nMDS muestra para cada localidad una tendencia a formar dos grupos de centroides que se relacionan con el factor fecha. En la pradera de Piedra de la Reina los centroides correspondientes a los meses de enero-diciembre forman un grupo diferenciado respecto al grupo que incluye los centroides de otros meses. En Felipe el patrón es diferente, ya que son los centroides de los meses noviembre-marzo los que se diferencian de los demás meses (Fig. 53).



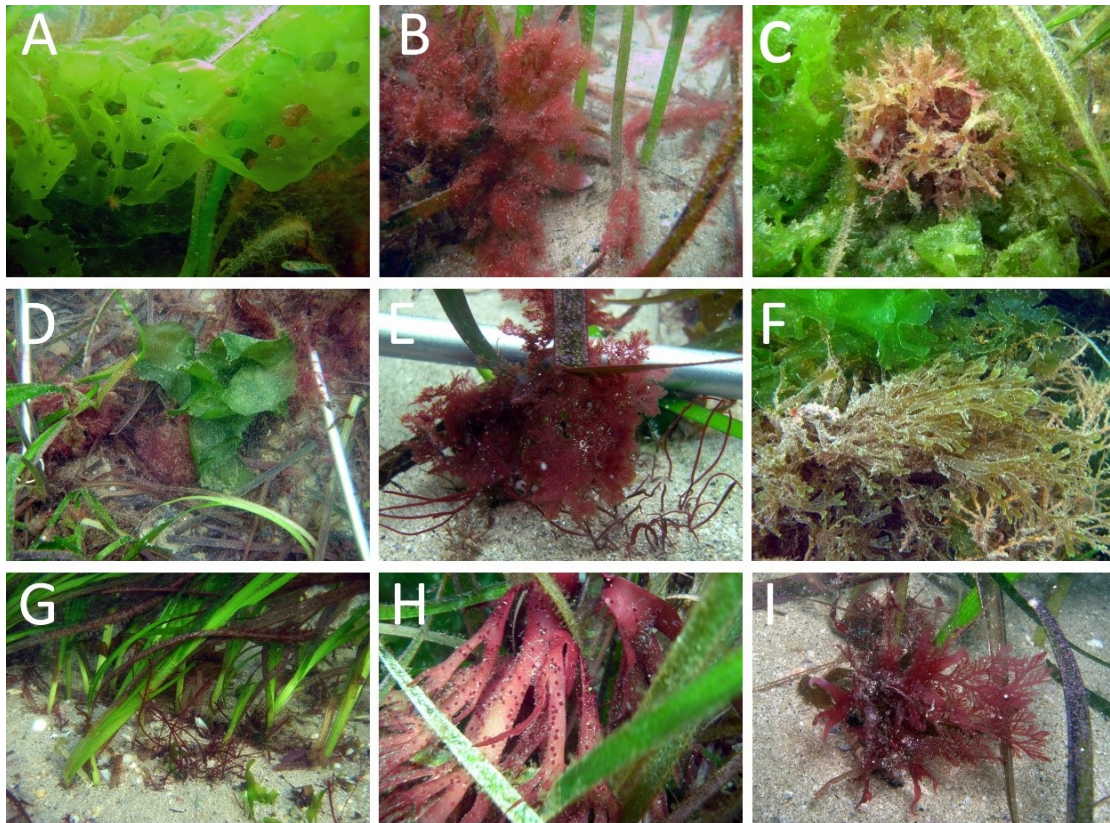
**Tabla 20.** PERMANOVA multivariante testando diferencias en la cobertura de flora asociada a las praderas de *Zostera marina* entre localidades (Site) y entre fechas (Date). Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias de Bray-Curtis.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Site = Si	1	79147	61.962	<b>0.001</b>
Date = Da	12	6456	1.568	<b>0.007</b>
Si x Da	12	4118	3.2235	<b>0.001</b>
Residual	104	1277		



**Figura 53.** Ordenación nMDS de las distancias entre centroides para la cobertura de especies de flora asociada al sustrato de las praderas de *Zostera marina* calculada a partir de una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis. Los círculos verdes y los triángulos azules corresponden a las muestras de la localidad de Felipe y Piedra de la Reina, respectivamente. Los números indican los meses del año (enero 2016 = 13).

El análisis SIMPER mostró que 13 especies son las que más contribuyen a las diferencias entre la flora asociada al sustrato de las praderas de Felipe y de Piedra de la Reina (Tabla 21). *Ulva australis* ( $8.32\% \pm 9.40$ ; % cobertura media  $\pm$  SD,  $n = 65$ ) fue la especie de macroalga dominante en la pradera de Felipe, seguida por *Dasysiphonia japonica* ( $6.28\% \pm 8.21$ ) y *Stenogramma interruptum* ( $5.48\% \pm 3.27$ ). En la pradera de Piedra de la Reina, *U. rigida* ( $3.95\% \pm 5.16$ ), *Dictyota dichotoma* ( $3.74\% \pm 3.94$ ) y *Plocamium cf. ovicorne* ( $3.72\% \pm 3.06$ ) fueron las especies con mayores valores de cobertura. Destaca la gran diferencia entre localidades para las coberturas de *D. japonica*, *Plocamium cf. ovicorne* o *Bonnemaisonia hamifera* (Tabla 21, Fig. 54).



**Figura 54.** Especies de la flora asociada que más contribuyen a las diferencias entre las praderas de Felipe y de Piedra de la Reina: a) *Ulva australis*, b) *Dasysiphonia japonica*, c) *Stenogramma interruptum*, d) *Ulva rigida*, e) *Plocamium cf. ovicorne*, f) *Dictyota dichotoma*, g) *Gracilaria gracilis*, h) *G. multipartita* y i) *Acrosorium ciliolatum* junto a *P. cartilagineum*.

**Tabla 21.** Análisis SIMPER indicando la contribución ( $\delta_i$ ) de las especies más importantes (contribución individual > 2%) a la media de la disimilaridad de Bray-Curtis entre localidades.  $\delta_i\%$  porcentaje de la contribución. Cobertura media de especies (en %) en Felipe ( $C_{\text{Felipe}}$ ) y en Piedra de la Reina ( $C_{\text{Reina}}$ ).

Especies	$C_{\text{Felipe}}\%$	$C_{\text{Reina}}\%$	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Ulva australis</i>	8.32	3.17	8.90	1.05	11.20	11.20
<i>Dasysiphonia japonica</i>	6.28	0.08	6.70	0.85	8.44	19.70
<i>Stenogramma interruptum</i>	5.48	0.32	6.20	1.46	7.75	27.40
<i>Ulva rigida</i>	2.09	3.95	5.20	0.92	6.49	33.90
<i>Plocamium cf. ovicorne</i>	0.06	3.72	4.60	1.13	5.71	39.60
<i>Dictyota dichotoma</i>	0.72	3.74	4.10	0.89	5.13	44.80
<i>Gracilaria gracilis</i>	1.91	3.06	3.50	0.95	4.38	49.10
<i>Cryptopleura ramosa</i>	1.63	1.83	2.50	0.88	3.11	52.30
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0.15	1.97	2.20	0.78	2.80	55.10
<i>Gracilaria multipartita</i>	1.22	1.17	2.10	0.67	2.67	57.70
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0.06	1.52	1.90	0.70	2.32	60.00
<i>Ulva clathrata</i>	0.26	1.54	1.70	0.85	2.19	62.20
<i>Sargassum muticum</i>	0.68	1	1.70	0.50	2.10	64.30

La riqueza de especies (SR) y el índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) son significativamente mayores para la flora asociada al sustrato de la pradera de Piedra de la Reina ( $5.78 \pm 1.20$  especies,  $2.69 \pm 0.28$ ,  $n=65$ ) que para la flora de la pradera de Felipe ( $4.23 \pm 1.03$  especies,  $2.22$

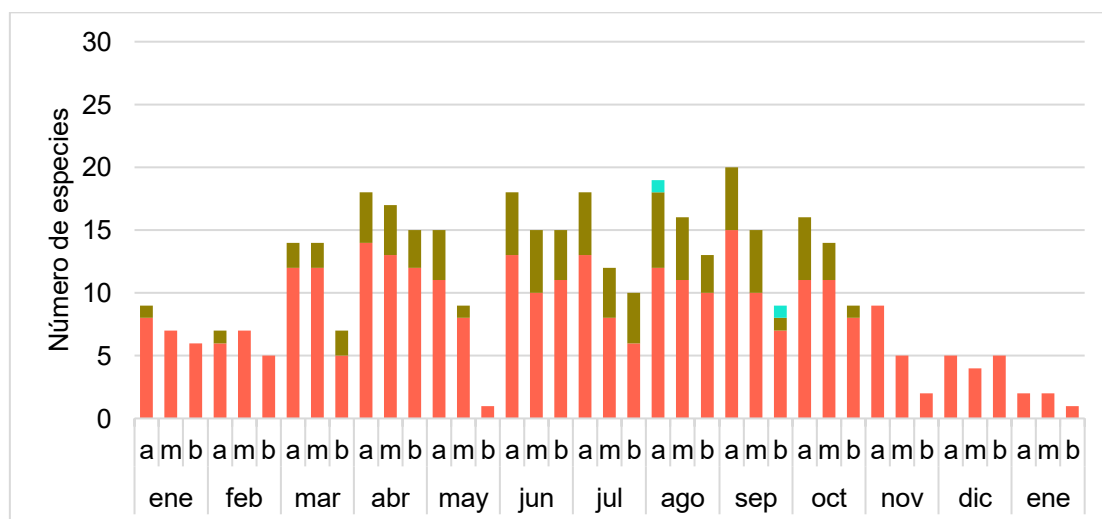
$\pm 0.36$ ). Tanto la riqueza específica como el índice de diversidad se mantienen relativamente estables a lo largo del año, ya que no se han detectado diferencias significativas entre fechas (Tabla 22).

**Tabla 22.** PERMANOVA univariante testando diferencias en los índices de diversidad (SR = riqueza de especies,  $H'$  = índice de Shannon) de la flora asociada al sustrato de las praderas de *Zostera marina* entre localidades (Site) y fechas (Date). Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas.

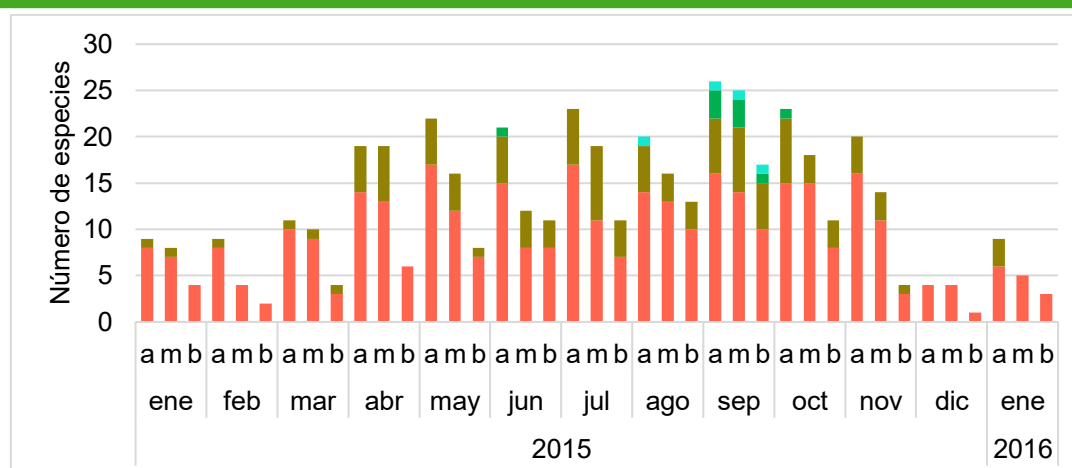
Source	df	SR			H'		
		MS	Pseudo-F	P(perm)	MS	Pseudo-F	P(perm)
Site=Si	1	1376.40	80.24	<b>0.001</b>	71.36	94.18	<b>0.001</b>
Date=Da	12	61.40	24.98	0.045	0.28	14.27	0.309
Si x Da	12	24.58	14.33	0.149	0.19	25.54	<b>0.007</b>
Residual	104	17.15			0.08		

### Variación temporal de la flora epífita

Un total de 54 especies de macroalgas epífitas (33 Rhodophyta, 13 Ochrophyta, 6 Chlorophyta, dos Cyanobacteria) han sido registradas en las hojas de *Zostera marina* de las praderas de Felipe y Piedra de la Reina. El mayor número de especies en ambas localidades es Rhodophyta, seguido de Ochrophyta. Chlorophyta sólo se encontró en las hojas de Piedra de la Reina. Cyanobacteria se registró en ambas localidades, pero únicamente en los meses de agosto y septiembre (Figs. 55-56). El número de especies aumentó entre mayo y septiembre, alcanzando valores máximos en septiembre tanto en Felipe (20 especie) como en Piedra de la Reina (26 especies) (Figs. 55-56). El mayor número de especies se registró en la parte distal y media de la hoja. Un total de 128 especies de macroalgas, tanto del sustrato asociado a las praderas como epífitas de las hojas de *Zostera marina* se registraron en la ría de Ferrol.



**Figura 55.** Variación mensual del número de especies de la flora epífita de las hojas de *Zostera marina* en la pradera de Felipe en cada una de las partes de la hoja (a=distal, m=media y b=basal). El número de especies de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) está representado en barras.

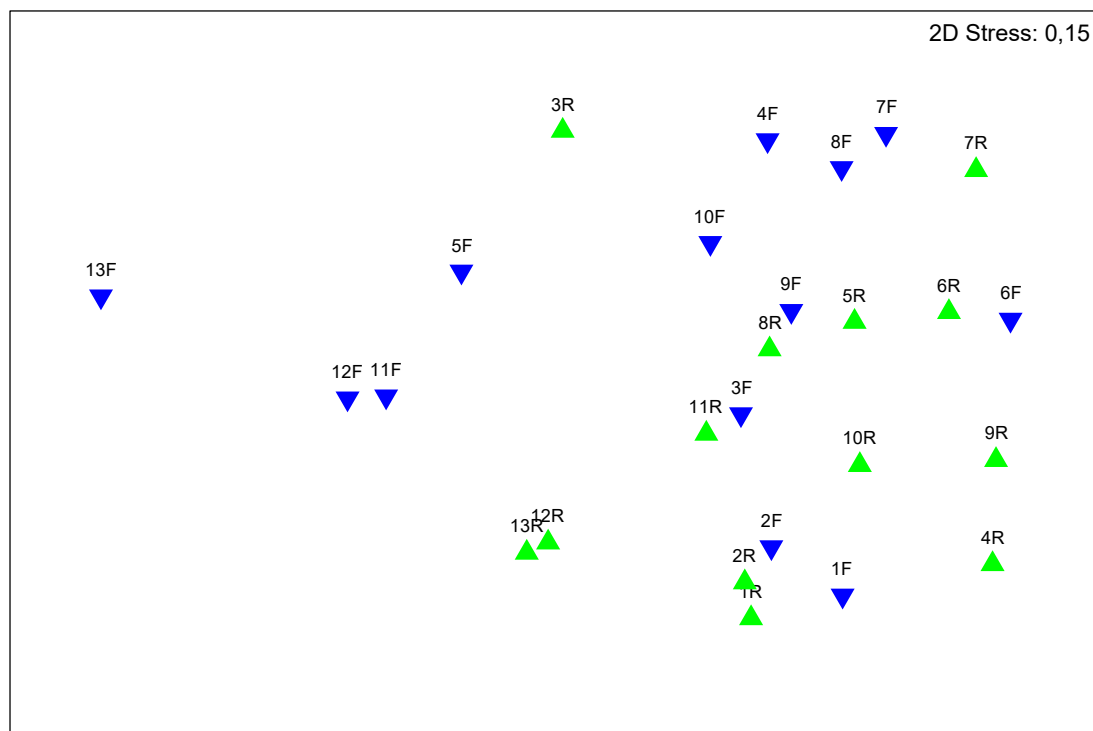


**Figura 56.** Variación mensual del número de especies de la flora epifita de las hojas de *Zostera marina* en la pradera de Piedra de la Reina en cada una de las partes de la hoja (a=distal, m=media y b=basal). El número de especies de Rhodophyta (rojo), Ochrophyta (marrón), Chlorophyta (verde) y Cyanobacteria (azul) está representado en barras.

La flora epifita de las hojas de *Zostera marina* mostró diferencias significativas entre localidades y fechas, así como entre las partes de la hoja (distal, media y basal) (Tabla 23). Los análisis post-hoc mostraron diferencias significativas entre la cobertura de epifitos de las hojas de *Z. marina* de ambas praderas en todos los meses, excepto en agosto. A pesar de que el PERMANOVA muestra diferencias significativas entre todos los factores estudiados, en nMDS no muestra tendencias claras (Fig. 57). Sin embargo, varias fechas de ambas localidades están unidas a pares (e.g. 6R-6F), es decir, el promedio de la cobertura de epifitos del mes de junio en la pradera de Piedra de la Reina es próximo al promedio de la cobertura de epifitos del mes de junio en la pradera de Felipe.

**Tabla 23.** Resultados del test PERMANOVA multivariante testando diferencias entre localidades (Site), fechas (Date), subunidades de muestreo (Quadrat) y entre partes de la hoja (Part) en la cobertura de la flora epifita en las hojas de *Zostera marina*. Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias de Bray- Curtis transformada con una raíz cuarta.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Site = Si	1	1.11E+05	34.51	<b>0.001</b>
Date = Da	12	50975.00	26.20	<b>0.001</b>
Si x Da	12	19455.00	6.00	<b>0.001</b>
Quadrat Qu(Si x Da)	104	3245.10	62.74	<b>0.001</b>
Part (Qu(Da x Si))	260	4475.60	86.53	<b>0.001</b>
Residual	1950	517.26		



**Figura 57.** Ordenación nMDS de los datos basados en distancias entre centroides de la cobertura de especies de flora epífita en las hojas de *Zostera marina* a partir de una matriz de disimilaridad de Bray-Curtis con datos transformados por una raíz cuarta. Etiqueta de los datos: el número representa el mes de muestreo y la letra la localidad (R=Reina, F=Felipe) (13=enero 2016).

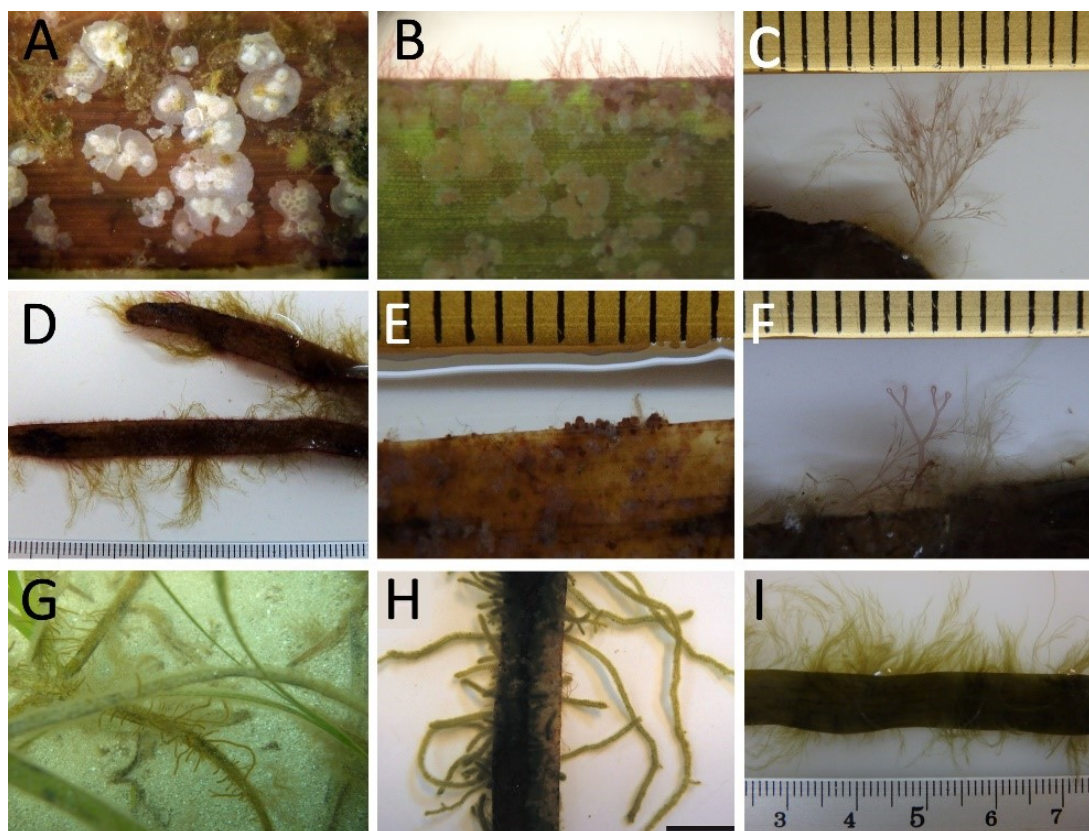
El análisis SIMPER mostró que 11 especies epífitas explican las diferencias entre las hojas de *Zostera marina* de la pradera de Felipe y Piedra de la Reina (Tabla 24, Fig. 58). *Pneophyllum fragile* fue la especie predominante en las hojas de Piedra de la Reina, seguida de *Colaconema daviessi*, *Erythrotrichia carnea*, *Polysiphonia fibrillosa*, *Ectocarpus fasciculatus*, *E. bertholdii* y *Melanothamnus harveyi*. *Rhodophysema georgei* es la única especie predominante en las hojas de la pradera de Felipe. *Cladosiphon zosterae* y *Ectocarpus siliculosus* están prácticamente en la misma proporción en las hojas de ambas localidades. Debido a las bajas coberturas de la mayoría de especies epífitas, no hay grandes diferencias entre los valores medios de los epífitos para cada una de las praderas (Tabla 24).

**Tabla 24.** Análisis SIMPER indicando la contribución ( $\delta_i$ ) de las especies epífitas más importantes (contribución individual > 2%) a la media de la disimilaridad de Bray-Curtis entre localidades.  $\delta_i$ % porcentaje de la contribución. Cobertura media de especies (en %) en Felipe ( $C_{\text{Felipe}}$ ) y en Piedra de la Reina ( $C_{\text{Reina}}$ ).

Especies	$C_{\text{Felipe}}\%$	$C_{\text{Reina}}\%$	$\delta_i$	$\delta_i/SD(\delta_i)$	$\delta_i\%$	$\sum \delta_i\%$
<i>Pneophyllum fragile</i>	1.21	1.74	18.70	0.79	27.42	27.42
<i>Colaconema daviessi</i>	0.56	0.77	8.92	0.90	13.08	40.50
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0.35	0.42	5.57	0.77	8.17	48.67
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0.23	0.30	4.31	0.56	6.32	54.98
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0.25	0.35	4.30	0.71	6.31	61.29
<i>Rhodophysema georgei</i>	0.43	0.11	4.19	0.69	6.14	67.44
<i>Erythrotrichia bertholdii</i>	0.15	0.32	3.83	0.62	5.62	73.06
<i>Melanothamnus harveyi</i>	0.08	0.23	2.38	0.51	3.49	76.54
<i>Ceramium secundatum</i>	0.12	0.21	2.25	0.55	3.30	79.84



<i>Cladosiphon zosterae</i>	0.13	0.13	2.06	0.44	3.02	82.87
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	0.11	0.12	1.90	0.40	2.78	85.65



**Figura 58.** Especies epifitas que más contribuyen a las diferencias entre la flora de las praderas de Felipe y de Piedra de la Reina: A: *Pneophyllum fragile*, B: *Colaconema daviessi*, C: *Polysiphonia fibrillosa*, D: *Ectocarpus fasciculatus*, E: *Rhodophysema georgei*, F: *Ceramium secundatum*, G y H: *Cladosiphon zosterae*, I: *E. siliculosus*.

Las variaciones mensuales de los epifitos se constatan principalmente en la zona distal y zona media ya que los valores del porcentaje de cobertura son mayores que en la zona basal. La cobertura de las especies epifitas varió a lo largo del año y las diferentes especies muestran patrones de cobertura diferentes (Fig. 44, Tablas 28-29). *Pneophyllum fragile* alcanzó los mayores valores de cobertura en los meses con temperaturas más bajas, registrando su máximo valor de cobertura en la parte distal de las hojas en enero de 2015 en Piedra de la Reina ( $67.33 \pm 14.37\%$ , media  $\pm$  SD,  $n=30$ ) (Tabla 28). *Colaconema daviessi* no mostró un patrón mensual tan claro como *P. fragile*. Los mayores valores de cobertura en ambas localidades se dieron en los primeros meses del año y posteriormente se produjo un máximo relativo en el mes de octubre. *C. daviessi* alcanzó su valor máximo en marzo en Piedra de la Reina ( $9.63 \pm 6.55\%$ ). *Erythrotrichia carnea* y *E. bertholdii* alcanzaron las mayores coberturas en los primeros meses del año y un máximo relativo en octubre, excepto *E. bertholdii* de la pradera de Felipe. Las máximas coberturas se registraron en Piedra de la Reina en mayo (*E. bertholdii*:  $4.30 \pm 2.75\%$ , *E. carnea*:  $3.50 \pm 2.57\%$ ) mientras que los mayores valores en Felipe se registraron en abril (*E. bertholdii*:  $2.33 \pm 2.07\%$ , *E. carnea*:  $1.63 \pm 1.50\%$ ). *Polysiphonia fibrillosa* registró las mayores coberturas en los meses más cálidos en Piedra de la Reina (mayo-noviembre) y en Felipe (abril-



mayo y agosto-octubre). La cobertura máxima fue registrada en Felipe en abril ( $3.64 \pm 2.84\%$ ). *Ectocarpus fasciculatus* y *E. siliculosus* se registraron al final del invierno y en primavera después de estar ausente durante los meses más fríos (otoño e invierno). *E. fasciculatus* alcanzó las mayores coberturas en abril-mayo en Piedra de la Reina y en marzo en Felipe siendo su cobertura máxima la obtenida en abril en Piedra de la Reina ( $7.33 \pm 4.79\%$ ). *E. siliculosus* alcanzó las mayores coberturas en junio-agosto en Piedra de la Reina y en abril en Felipe siendo su cobertura máxima la obtenida en junio en Piedra de la Reina ( $6.11 \pm 2.56\%$ ). *Rhodophysetum georgei* fue más abundante en las hojas de la pradera de Felipe, alcanzando en esta pradera su cobertura máxima en el mes de marzo ( $6.23 \pm 4.52\%$ ). Se encontró en las hojas de *Z. marina* entre enero-octubre y diciembre. En las hojas de la pradera de Piedra de la Reina apareció entre marzo-octubre, registrando las mayores coberturas en el mes de marzo ( $2.83 \pm 2.62\%$ ) y agosto ( $3.00 \pm 2.14\%$ ). *Melanothamnus harveyi* se registró en las hojas de *Z. marina* entre marzo-noviembre en Felipe y entre febrero-noviembre en Piedra de la Reina. Se registró el valor máximo, para ambas localidades, en las hojas de la pradera de Piedra de la Reina en el mes de julio ( $3.74 \pm 2.65\%$ ). *Ceramium secundatum* apareció en Piedra de la Reina entre los meses de marzo-noviembre y en Felipe entre enero-noviembre, aunque en ambas localidades con coberturas muy bajas, registrándose la máxima cobertura en Piedra de la Reina en el mes de mayo ( $3.83 \pm 3.38\%$ ). *Cladosiphon zosterae* se registró entre abril-agosto tanto en las hojas de la pradera de Felipe como en las de Piedra de la Reina, excepto en la parte media de las hojas de *Zostera marina* de Piedra de la Reina donde está ausente en agosto y vuelve a aparecer en septiembre.

**Tabla 25.** PERMANOVA univariante testando diferencias en los índices de diversidad (SR = riqueza específica y H' = índice de Shannon) de la flora epifita de las praderas de *Zostera marina* entre localidades (Site), fechas (Date), subunidades de muestreo (Quadrat) y partes de la hoja (Part). Análisis desarrollados a partir de una matriz de distancias euclídeas transformada con una raíz cuarta.

Source	df	MS	SR		MS	H'	
			Pseudo-F	P(perm)		Pseudo-F	P(perm)
Site = Si	1	146.75	77.77	<b>0.003</b>	40.55	31.95	0.074
Date = Da	12	417.98	7.52	<b>0.001</b>	31.87	98.20	<b>0.003</b>
SixDa	12	55.57	2.95	<b>0.002</b>	32.45	25.57	<b>0.005</b>
Quadrat = Qu(DaxSi)	104	18.87	62.44	<b>0.001</b>	1.27	6.11	<b>0.001</b>
Part = Part(Qu(DaxSi))	260	36.64	12.12	<b>0.001</b>	25.11	12.10	<b>0.001</b>
Residual	1950	30.22			0.21		

La riqueza específica fue significativamente mayor en las hojas de *Zostera marina* de Piedra de la Reina ( $4.00 \pm 3.22$  especies, media  $\pm$  SD,  $n = 1170$ ) que en Felipe ( $3.50 \pm 3.06$  especies) (Tabla 25). Los análisis post hoc mostraron que estas diferencias fueron significativas en los meses de mayo ( $4.21 \pm 3.46$  especies, media  $\pm$  SD,  $n = 90$ ), julio ( $5.56 \pm 3.55$ ), noviembre ( $3.61 \pm 2.94$ ) y enero de 2016 ( $1.53 \pm 1.33$ ), mientras que la riqueza específica fue significativamente mayor en Felipe en enero de 2015 ( $3.80 \pm 1.75$ ). El índice de diversidad de Shannon fue mayor en Piedra de la Reina que en Felipe (Tabla 25), siendo estas diferencias significativas en los meses de mayo ( $1.12 \pm 0.85$ , media  $\pm$  SD,  $n = 90$ ), noviembre ( $0.92 \pm 0.83$ ) y enero de 2016 ( $0.27 \pm 0.51$ ), mientras que sólo fue significativamente mayor en Felipe en enero de 2015 ( $1.16 \pm 0.57$ ).

## Discusión

### Cobertura y densidad de las praderas de *Zostera marina*

La cobertura y densidad de *Zostera marina* en el golfo Ártabro mostró un claro patrón temporal con valores mínimos en los meses más fríos y máximos en los meses más cálidos. Patrones temporales similares de cobertura y densidad a los observados en la ría de Ferrol han sido observados en otros estuarios templados con máximos desde abril hasta agosto (Hauxwell *et al.* 2001, Olesen & Sand-Jensen 1994). La temperatura máxima del área de estudio se registró en julio, mientras que la cobertura máxima se observó en agosto por lo que el valor máximo de cobertura se alcanzó con posterioridad a la máxima temperatura. En cuanto a la densidad de las praderas de *Zostera marina* en la ría de Ferrol, también varió a lo largo del año, de un modo similar a lo que ocurrió tanto en otras praderas del Atlántico (Ondiviela *et al.* 2018), del Mediterráneo (Laugier *et al.* 1999, Rueda *et al.* 2008) o del Pacífico (Meling-López & Ibarra-Obando 1999, Kwak & Huh 2009, Zhang *et al.* 2016, Fang *et al.* 2018). La temperatura registrada en el área de estudio ( $11.4$ - $19.1^{\circ}\text{C}$ ) se encuentra entre los rangos conocidos para la especie (Tabla 26). La temperatura máxima registrada a la que se encuentra *Z. marina* es de  $32.4^{\circ}\text{C}$ , en el mar de Cortez (México), donde la pradera es estacional de modo que los haces desaparecen en los meses de mayores temperaturas (de agosto hasta noviembre). Curiosamente, esta es la

pradera donde se han registrado los mayores valores de densidad ( $3500 \text{ haces} \cdot \text{m}^{-2}$ ) (Meling-López & Ibarra-Obando 1999). El valor mínimo de temperatura a los que se ha encontrado *Z. marina* es de  $-1^{\circ}\text{C}$  en la pradera de Swan Lake (China); sin embargo el valor mínimo de temperatura no se correspondía con los menores valores de densidad (Zhang *et al.* 2016). En el golfo Ártabro los valores de densidad de las praderas del ( $126\text{-}288 \text{ haces} \cdot \text{m}^{-2}$ ) se asemejaron a los de la pradera del Mediterráneo occidental ( $306\text{-}402 \text{ haces} \cdot \text{m}^{-2}$ , Rueda *et al.* 2008) a pesar de ésta es más profunda que las del golfo Ártabro. No obstante, la variabilidad en la densidad a lo largo del año fue menor en la pradera del Mediterráneo, ya que las praderas profundas están sujetas a condiciones ambientales más estables y experimentan menos cambios estacionales que las someras (Rueda *et al.* 2008). Las causas de las diferencias en la cobertura entre las praderas de Felipe y Piedra de la Reina podrían relacionarse con diferencias en la exposición al oleaje de estas localidades, de modo que en Felipe la menor exposición al oleaje podría ser el responsable de la mayor cobertura de *Z. marina*. Esto concuerda con la relación inversa entre la exposición al oleaje y cobertura de *Zostera marina* registrada en praderas someras (0-4 metros) de otras regiones (Krause-Jensen *et al.* 2003).

### Biometría de *Zostera marina*

La anchura de las hojas de *Zostera marina* presentó un patrón temporal de modo que la anchura fue mayor durante los meses de temperaturas más elevadas. Un patrón similar se ha observado para la altura de las hojas. Sin embargo, este patrón muestra un desfase temporal, ya que las mayores alturas se alcanzaron con posterioridad a la máxima temperatura y cuando ésta ya había comenzado a decrecer (septiembre-octubre). Este desfase temporal se ha observado también en otras regiones y una posible explicación es que en septiembre disminuye la carga de epífitos en las hojas lo que podría favorecer su crecimiento (Zhang *et al.* 2016).

La altura y la anchura de las hojas de *Zostera marina* en la ría de Ferrol coincidió con los rangos previamente descritos para la especie (Moore & Short 2006). La morfología de *Z. marina* está influida por características abióticas del hábitat como tipo de sustrato, profundidad, localización, disponibilidad de luz y nutrientes, regímenes de mareas y exposición al oleaje. No obstante, la temperatura del agua es uno de los principales factores determinantes en la estacionalidad del crecimiento de *Z. marina* (Moore & Short 2006, Zhang *et al.* 2016, Fang *et al.* 2018). Si comparamos los datos de la ría de Ferrol con otros datos de praderas de *Zostera marina* a nivel mundial (Tabla 26), sólo los haces de Dongda Bay (Corea del Sur) fueron más largos que los del golfo Ártabro ( $149.6 \text{ vs. } 81.3 \text{ cm}$ ) posiblemente porque esta localidad nunca ha estado afectada por actividades antropogénicas (Kwak & Huh 2009). Las longitudes máximas de las hojas de las otras dos praderas de la península ibérica (mar Cantábrico y Mediterráneo occidental) fueron menores que la longitud mínima de las hojas del golfo Ártabro (Tabla 26). Probablemente el estado de recuperación de las praderas de la bahía de Santander y la elevada profundidad a la que se encontraban las praderas del Mediterráneo occidental sean los posibles motivos de las cortas longitudes de sus hojas (Rueda *et al.* 2008, Ondiviela *et al.* 2018).

## Estado reproductor de las praderas de *Zostera marina*

La presencia de flores en la pradera de Felipe podría estar relacionada con la temperatura ya que corresponde con los mayores valores de temperatura (mayo-agosto). La floración de *Zostera marina* está determinada principalmente por la temperatura y la latitud (Moore & Short 2006). El éxito de la reproducción sexual también podría estar relacionado con algunos factores ambientales como la disponibilidad de luz o de nutrientes. Sin embargo, la relación entre el éxito de la reproducción sexual y los factores ambientales todavía no se conoce en profundidad (Moore & Short 2006). La causa por la cual sólo se observaron estructuras reproductoras sexuales en la pradera de Felipe, mientras que estuvieron ausentes en la pradera de Piedra de la Reina es incierta. Sin embargo, este resultado no es anómalo, ya que se han observado variaciones considerables en los patrones espaciales y temporales de floración a niveles locales (Ackerman 2006). El rango temporal de las fases reproductivas en las praderas de *Z. marina* suele ser de 4 meses excepto en la pradera profunda del Mediterráneo occidental (1 mes) y en la pradera anual mexicana (3 meses) (Tabla 26, Rueda *et al.* 2008, Meling-López & Ibarra-Obando 1999).

**Tabla 26.** Variación anual de la densidad, longitud y anchura mínima-máxima de las hojas de *Zostera marina* en la Ría de Ferrol y otras localidades del Atlántico y Pacífico Norte. Se indica además la ocurrencia de estructuras reproductoras, la temperatura mínima y máxima (°C) y la profundidad (m).

Localidad	Temperatura (°C)	Profundidad (m)	Referencia bibliográfica
1 Ría de Ferrol, océano Atlántico, España	11.4-19.1	1-1.5	Esta tesis
2 Bahía de Santander, mar Cantábrico, España	13.5-22.7	0.82-1.66	Ondiviela <i>et al.</i> 2018
3 Cala de los Cañuelo, Mediterráneo occidental, España	15- 22	11-10	Rueda <i>et al.</i> 2008
4 Isla de Äppelö, mar Báltico, Finlandia	7-15.5	1.2	Boström <i>et al.</i> 2004
5 Thau lagoon, Francia	3.2- 27	1.25-2.10	Laugier <i>et al.</i> 1999
6 Punta Chueca, mar de Cortez, Mexico	32.4- 24	2	Meling-López & Ibarra-Obando 1999
7 Isla Namhae, Corea del Sur	7.5-27	3	Kwak & Huh 2009
8 Swan Lake, Shandong Peninsula, China	-1°C-26.8	1.5-3.5	Zhang <i>et al.</i> 2016
9 Swan Lake, Shandong Peninsula, China	6.8-26.8	1	Fang <i>et al.</i> 2018

Localidad	Densidad (haces·m <sup>-2</sup> )	Longitud hoja (cm)	Anchura hoja (mm)	Estructuras reproductoras
1	126-288 (ene,jul)	42.9-81.3 (abr,sep)	5.6-7.3 (ene,ago)	may-ago
2	328-1107 (jun,ago)	10.5-29.9 (mar,sep)	3.1-4.5 (mar,jul)	-
3	305.6-402.4(mar, sep)	13.2-33.8 (mar,sep )	2.3-3.3 (mar,jun)	jun
4	90.5-101.5 (ago,jul)	8-33 (may,oct)	1.6-3.5	-
5	50-200(dic,sep)	43.8-72.6 (mar,nov)	-	mar-jun
6	0-3500 (ago-nov, abr)	0.5-27 (ago,abr)	-	mar-may
7	60-221(ene,jul)	45-149.6 (dic,jul)	6-9.5 (nov,jun)	mar-jun
8	190-437(ene, jun)	6.1-39.8 (dic-mar,jul)	2.4-6.8 (dic-mar, jul)	mar-jun
9	301-1063(abr, jul)	11.0-70.6 (abr,ago)	-	-

## Biodiversidad florística de las praderas de *Zostera marina*

### Variación temporal de la flora del sustrato

Las 128 especies de macroalgas, tanto asociadas al sustrato (112) como epifitas en las hojas de *Zostera marina* (54), halladas en la ría de Ferrol denotan una elevada riqueza específica en las praderas marinas del golfo Ártabro. Suponen casi el 21% de la flora registrada en Galicia (Bárbara *et al.* 2005, Bañón 2017). La diversidad de macroalgas de las praderas de la ría de Ferrol fue superior a las 87 especies registradas en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia (García-Redondo *et al.* 2017), las 60 especies registradas en el sur de Irlanda (Whelan & Cullinane 1985) o las 70 especies registradas en las praderas de *Posidonia oceanica* del Mediterráneo peninsular (Ballesteros & Catalán 1983).

La flora asociada al sustrato de las praderas de *Zostera marina* en la ría de Ferrol varió a lo largo del año, de modo que el número de especies aumentó en los meses de abril a junio. Los períodos en que se ha observado una menor diversidad total de especies (junio-septiembre) coinciden con los períodos en que las praderas presentan mayores densidades (Figs. 46, 51-52). Este patrón se ha observado en las dos praderas y sugiere una interacción entre el desarrollo estacional de *Z. marina* y las macroalgas que cohabitan en las praderas. Esta interacción podría deberse a mecanismos de competencia por la luz o por los nutrientes (Hauxwell *et al.* 2011, Nelson & Sullivan 2018).

La cobertura macroalgal, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon fueron mayores en Piedra de la Reina que en Felipe. Estas diferencias entre la flora del sustrato de ambas praderas podrían deberse a variaciones en las condiciones abióticas como la diferencia de profundidad media (1 m vs. 1.5 m) o a la mayor protección al oleaje en Felipe. Por otro lado, la mayor cobertura de flora asociada en Piedra de la Reina podría estar relacionada con la menor cobertura de *Zostera marina* en esta misma localidad, y viceversa en Felipe. Esta relación volvería a sugerir de nuevo la interacción entre las praderas y la flora asociada mediante mecanismos de competencia por la luz o los nutrientes (Hauxwell *et al.* 2011, Nelson & Sullivan 2018).

*Ulva australis*, *Dasysiphonia japonica* y *Stenogramma interruptum* contribuían entre las tres a más del 25% de la disimilaridad entre ambas localidades. Las especies alóctonas *U. australis*, *Dasysiphonia japonica*, *Bonnemaisonia hamifera* y *Sargassum muticum* fueron cuatro de las 13 especies que explicaban las diferencias entre las praderas. El número de especies alóctonas registradas (10) en las praderas del golfo Ártabro demostró la afinidad de las especies alóctonas por las praderas. Esta afinidad podría deberse a que los rizomas de las fanerógamas de las praderas forman un entramado a modo de red que facilita que las macroalgas permanezcan enredadas y a la mayor capacidad de supervivencia de las especies alóctonas en este tipo de sustrato, provocando un beneficio para estas especies en las praderas al encontrar un hábitat propicio para su desarrollo.

### Variación temporal de la flora epífita

Este trabajo muestra que las especies epífitas en las hojas de *Zostera marina* desarrollan un proceso de sucesión a lo largo del año. Determinadas especies han sido registradas en los meses más fríos, otras en los meses más cálidos y otras durante todo el año. El número total de especies de flora epífita registrada (54) en las hojas de *Zostera marina* de las praderas de Felipe y Piedra de la Reina ha sido superior a la registrada en otras praderas más septentrionales (25, 38 y 30 especies respectivamente; Cullinane *et al.* 1985, Novaczek 1987, Johnson *et al.* 2005) pero inferior a las 79 especies registradas en las praderas insulares canarias (González 1976). Rhodophyta fue el phylum dominante con el 60% de las especies registradas, al igual que ocurre en las hojas de otras fanerógamas (Reyes *et al.* 1998). La razón de la ausencia de macroalgas epífitas de Chlorophyta en Felipe es incierta pero coherente, ya que en el estudio de variabilidad espacial escasamente se encontraron especies epífitas del phylum Chlorophyta (ver Tablas 13-15). Se registraron determinadas macroalgas epífitas en las hojas de *Z. marina* que no se habían registrado previamente como macroalgas asociadas al sustrato, ya que el reclutamiento de algas epífitas puede ocurrir de la misma pradera o de praderas y hábitats separados (Johnson *et al.* 2005). El número de algas epífitas siguió un patrón temporal similar al ocurrido en las especies asociadas al sustrato, con un aumento del número de especies a partir de abril que disminuye a partir de septiembre. Sin embargo, aunque la cobertura de flora epífita de las praderas de *Zostera marina* varía entre ambas localidades y entre fechas, este patrón espacial y temporal no es tan evidente como en la flora del sustrato (Fig. 53 vs. Fig 57). Esta ausencia de patrones en la cobertura epífita podría deberse a la vida corta de la mayoría de las especies epífitas que son fácilmente reemplazadas por otras especies aumentando la variabilidad. Johnson *et al.* (2005) propusieron que la edad de la hoja podría ser una variable predictiva idónea para la riqueza específica de los epífitos de *Z. marina*. En el presente trabajo, se observó una relación inversa entre la altura y la riqueza específica de las hojas en los meses de febrero y diciembre en la pradera de Piedra de la Reina; y en febrero, marzo, mayo, julio y septiembre en la pradera de Felipe. Uno de los motivos que podrían explicar la relación inversa entre el aumento del área de la hoja y el descenso de la riqueza específica sería que en esos meses se hubiera producido un incremento del herbivorismo (Kwak & Huh 2009).

La parte distal de las hojas registraron un mayor número de especies epífitas, ya que al ser las zonas más viejas de las hojas fueron las primeras en ser colonizadas, al igual que ocurrió en las hojas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica* (Reyes *et al.* 1998, Mabrouk *et al.* 2015).

Las especies registradas en las hojas de *Zostera marina* de ambas localidades fueron mayoritariamente filamentosas y con ciclos de vida cortos, ya que la media de longevidad de la hoja de *Z. marina* es de 88 días (Hemminga & Duarte 2000). *Pneophyllum fragile* fue la única especie costrosa registrada sobre las hojas. Obtuvo en ambas localidades menores valores de cobertura cuando se registraron los picos de temperatura (mayo, julio, agosto y octubre) y mayores valores de cobertura en los meses de menor temperatura. Nuestras observaciones son coherentes con las llevadas a cabo en Canadá, donde esta especie mantuvo una relación



estacional en las hojas de *Z. marina* (Novaczek 1987). Los mayores valores de cobertura en los primeros meses del año podrían deberse a que *P. fragile* suele ser una de las especies que primero coloniza las hojas jóvenes que surgen en el mes de enero y febrero, tal y como se ha comprobado en las hojas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica* (Reyes & Sansón 1996, Mabrouk *et al.* 2015). Probablemente, el carácter pionero de esta especie también tiene lugar en las hojas de *Z. marina* en el área de estudio.

*Rhodophysema georgei* es una especie epifita específica de *Zostera marina* que fue registrada por primera vez en García-Redondo *et al.* (2018a, enviado para su publicación) después de varias décadas desde la primera cita de Miranda (1934). El amplio rango de aparición de *R. georgei* concuerda con la hipótesis de que esta especie es una de las primeras en aparecer sobre las nuevas hojas (Novaczek 1987). Sin embargo, a diferencia de los estudios en praderas canadienses (Novaczek 1987), en el periodo de mayor temperatura del agua, *R. georgei* no sólo fue detectada, sino que presentaba elevados valores de cobertura.

Los mayores valores tanto de la riqueza específica como del índice de diversidad de Shannon que se registraron en las hojas de *Zostera marina* de la pradera de Piedra de la Reina, podrían estar relacionados con los mayores valores de la altura de las hojas, a diferencia de los menores valores de la altura de las hojas de la pradera de Felipe.

	1-FEL	2-FEL	3-FEL	4-FEL	5-FEL	6-FEL	7-FEL	8-FEL	9-FEL	10-FEL	11-FEL	12-FEL	13-FEL
R. <i>Acorostachyum ciliatum</i> (Hawley) Kylin	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45							
R. <i>Aglioanthemion cordatum</i> (Bergesen) Fedtmann-Mazoyer													
R. <i>Aglioanthemion hookeri</i> (Dilwyn) Maggs & Hommersand	0.40 ± 0.55												
R. <i>Aglioanthemion pseudobryoides</i> (P. Couan & H. Couan) J. L'Hanty-Halos	0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45										
R. <i>Aglioanthemion tenuissimum</i> (Bonnemaison) Mazoyer													
R. <i>Aglioanthemion tripinnatum</i> (C. Agardh) Mazoyer													
R. <i>Amelilelopsis devoniensis</i> (Greville) Shiba & DeCew	2.60 ± 2.19	0.80 ± 0.45	1.00 ± 0.45	0.80 ± 0.45	1.00	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.80 ± 0.45	1.00 ± 0.45	0.60 ± 0.55	1.00 ± 0.45
R. <i>Anorchium fucatum</i> (J. Agardh) Badcock	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45		0.60 ± 0.55	0.60 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55
R. <i>Anthranium fucatum</i> (C. Agardh) Badcock	0.60 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45	1.60 ± 1.95	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55
R. <i>Anthranionopsis tenella</i> (Fricke & Haevel) Lyle	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.60 ± 0.55	0.60 ± 0.55
R. <i>Apoglossum acedulum</i> (Turner) J. Agardh	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55										
R. <i>Asaropopsis armata</i> Haevel													
R. <i>Bergeseniella fruticulosa</i> (Wulken) Kylin	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45					0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55
R. <i>Bonnemaisionia asparagoides</i> (Woodwett) C. Agardh													
R. <i>Bonnemaisionia hantzschii</i> Harot								1.00 ±	0.80 ± 0.45	1.00 ±	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45
R. <i>Calliblephars jubata</i> (Goodenough & Woodward) Kützling	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45					1.20 ± 2.17					2.00 ± 2.74	1.40 ± 2.07
R. <i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gay			0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45								
R. <i>Callithamnion teretum</i> (Dilwyn) S.F. Gay													
R. <i>Ceramium ciliatum</i> (Eliis) Diczuezu													
R. <i>Ceramium ciliatum</i> (Eliis) Diczuezu ex Rosenfinge													
R. <i>Ceramium edmondii</i> J. Agardh													
R. <i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye													
R. <i>Ceramium strictum sensu Haevel</i>													
R. <i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey													
R. <i>Chondocanthus acicularis</i> (Roth) Friederick	0.20 ± 0.45							0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55
R. <i>Chondocanthus tessell</i> (Roth) Kützling								0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55
R. <i>Chondria dasycarpa</i> (Woodward) C. Agardh	0.20 ± 0.45												
R. <i>Chondria verticillata</i> (Ligutoid) Billing	0.20 ± 0.45	0.80 ± 0.45	0.40 ± 0.55	2.20 ± 4.38		1.80 ± 1.79	0.60 ± 0.55	0.80 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.80 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45
R. <i>Coloclema divarica</i> (Dilwyn) Stegenga	0.20 ± 0.45	0.80 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45
R. <i>Conspicuum thuyoides</i> (Smith) Nagell	0.40 ± 0.55	1.00 ±	1.00 ±	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	1.00 ± 2.24	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55	0.80 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55	0.80 ± 0.45
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													
R. <i>Corythoclema</i>													

Tabla 27. Continuación

S <sup>o</sup>	Nombre de la especie	1-FEL	2-FEL	3-FEL	4-FEL	5-FEL	6-FEL	7-FEL	8-FEL	9-FEL	10-FEL	11-FEL	12-FEL	13-FEL
P	<i>Aglaosoma parvula</i> (Greville) Zanardini		0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45									
P	<i>Cladostipion zosterae</i> (J. Agardh) Kylin								0.20 ± 0.45		0.20 ± 0.45			
P	<i>Colopomena peregrina</i> (Sauvageau) Hamel													
P	<i>Cutleria multifida</i> (Smith) Greville													
P	<i>Cyrtosira baccata</i> (Gmelin) Silva													
P	<i>Cyrtosira nodicaulis</i> (Willebrand) M. Roberts													
P	<i>Cyrtosira usneoides</i> (Linnaeus) Roberts	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55		1.20 ± 2.17	1.20 ± 2.17	1.60 ± 1.95	1.00 ±	0.20 ± 0.45		2.20 ± 4.38		0.20 ± 0.45	
P	<i>Dicypota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45		0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55			1.20 ± 2.17	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55			
P	<i>Ecocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye				0.20 ± 0.45						0.40 ± 0.55			
P	<i>Frickia granulosa</i> (Smith) Silva	0.20 ± 0.45												
P	<i>Frickia</i> sp.													
P	<i>Minaria ochroleuca</i> Pylae				1.00 ± 2.24	1.60 ± 1.95	0.20 ± 0.45	1.20 ± 2.17	1.00 ± 2.24	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	1.00 ± 2.24	0.20 ± 0.45	
P	<i>Minaria ochroleuca</i> Pylae	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	1.00 ±	0.20 ± 0.45	0.40 ± 0.55	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	
P	<i>Mitotichia clauseniformis</i> Harvey													
P	<i>Padina racovitzia</i> (Linnaeus) Lamouroux													
P	<i>Saccharina latissima</i> (Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, Druett & G.W. Saunders													
P	<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt													
P	<i>Sphaerocera</i> cf.	2.00 ± 2.74	0.20 ± 0.45	4.00 ± 8.94	1.00 ± 2.24		0.40 ± 0.55		1.00 ± 2.24				0.20 ± 0.45	
P	<i>Sphaerocera cirrosa</i> (Roth) C. Agardh													
P	<i>Sphaerocera plumula</i> Zanardini				0.20 ± 0.45									
P	<i>Teonia atomaria</i> (Woodward) J. Agardh													
P	<i>Urdaria pinnatifida</i> (Harvey) Surinagar									0.20 ± 0.45				
V	<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützting						0.40 ± 0.55							
V	<i>Cladophora lefevrei</i> (Dillwyn) Kützting					0.60 ± 0.55		0.80 ± 0.45				0.40 ± 0.55		0.20 ± 0.45
V	<i>Cladophora</i> spp.					0.20 ± 0.45								
V	<i>Debesia marina</i> (Lyngbye) Solier													
V	<i>Ulithrix flacca</i> (Dillwyn) Thurlet													
V	<i>Ulithrix implexa</i> (Kützting) Kützting													
V	<i>Ulva australis</i> Areschoug	3.40 ± 6.50	0.20 ± 0.45	4.40 ± 5.13	7.20 ± 8.17	10.00 ± 6.12	15.00 ±	20.00 ± 9.35	0.20 ± 0.45	19.00 ± 7.42	6.20 ± 6.30	0.40 ± 0.55	1.20 ± 2.17	0.20 ± 0.45
V	<i>Ulva ciliolata</i> (Roth) C. Agardh	0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45			0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55	1.20 ± 2.17		
V	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus	0.20 ± 0.45									0.20 ± 0.45			
V	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	0.20 ± 0.45	1.20 ± 2.17		1.20 ± 2.17	4.00 ± 5.48	12.00 ± 4.47	3.00 ± 4.47	1.00 ± 2.24		2.40 ± 4.28	2.00 ± 4.47	0.20 ± 0.45	
c	<i>Leibleinia baculum</i> (Gomont) Hoffmann													
c	<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey	0.20 ± 0.45	0.60 ± 0.55	0.40 ± 0.55			0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45						

[illegible]

Tabla 27. Continuación

qf	Nombre de la especie	1-REI	2-REI	3-REI	4-REI	5-REI	6-REI	7-REI	8-REI	9-REI	10-REI	11-REI	12-REI	13-REI
P	<i>Aglaoschia parvula</i> (Greville) Zanardini							0.20 ± 0.45						
P	<i>Cladophora sosteriae</i> (J. Agardh) Kylin													
P	<i>Colpomenia peregrina</i> (Sauvageau) Hamel													
P	<i>Cutleria multifida</i> (Smith) Greville				0.20 ± 0.45					0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	
P	<i>Cystoseira baccata</i> (Gmelin) Silva													
P	<i>Cystoseira nodicaulis</i> (Withering) M. Roberts													
P	<i>Cystoseira usneoides</i> (Linnaeus) Roberts													
P	<i>Diclyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux	4.20 ± 1.79	5.20 ± 3.19	4.40 ± 3.71	2.40 ± 2.41	6.40 ± 4.93	1.80 ± 1.79	1.80 ± 1.79	8.20 ± 7.33	4.40 ± 3.71	5.40 ± 5.73	1.40 ± 2.07	1.40 ± 2.07	1.60 ± 1.95
P	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye													
P	<i>Hinckesia granulosa</i> (Smith) Silva													
P	<i>Hinckesia</i> sp.	0.20 ± 0.45												
P	<i>Laminaria ochroleuca</i> Pylae													
P	<i>Mytilonema strangulans</i> Carmichael ex Greville													
P	<i>Mytilotrichia claviformis</i> Harvey													
P	<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Lamouroux													
P	<i>Saccarina latissima</i> (Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, D. Duehl & G.W. Saunders	1.00 ± 2.24												
P	<i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	0.60 ± 0.55	0.20 ± 0.45											
P	<i>Sphaecelaria</i> cf.													
P	<i>Sphaecelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh													
P	<i>Sphaecelaria plumula</i> Zanardini													
P	<i>Taonia atomaria</i> (Woodward) J. Agardh													
P	<i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar													
V	<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützling			2.00 ± 2.74			1.00 ± 2.24							
V	<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützling					0.20 ± 0.45								
V	<i>Cladophora</i> spp.											0.20 ± 0.45		
V	<i>Derbesia marina</i> (Lyngbye) Solier													
V	<i>Ulothrix flacca</i> (Dillwyn) Thuret													
V	<i>Ulothrix implexa</i> (Kützling) Kützling													
V	<i>Ulva australis</i> Areschoug	0.40 ± 0.55	3.40 ± 4.16	3.40 ± 4.16	4.20 ± 3.96	8.00 ± 4.47	4.20 ± 3.96	7.20 ± 8.17	2.40 ± 4.28	3.00 ± 4.47	1.60 ± 1.95	0.80 ± 0.45	1.20 ± 2.17	1.40 ± 2.07
V	<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	1.00 ±	0.60 ± 0.55	0.80 ± 0.45	1.80 ± 1.79	1.00 ±	2.60 ± 2.19	1.80 ± 1.79	1.80 ± 1.79	1.60 ± 1.95	1.80 ± 1.79	3.40 ± 2.19	1.00 ±	0.80 ± 0.45
V	<i>Ulva compressa</i> Linnaeus													
V	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	2.40 ± 2.41												
c	<i>Leibleinia baculum</i> (Gomon) Hoffmann	0.60 ± 0.55	1.40 ± 2.07	1.60 ± 1.95	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45	0.80 ± 0.45	0.60 ± 0.55	0.60 ± 0.55	0.60 ± 0.55	3.40 ± 2.19	3.20 ± 2.49	2.40 ± 2.41
c	<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey	0.20 ± 0.45										0.40 ± 0.55	0.20 ± 0.45	0.20 ± 0.45

**Tabla 28.** Promedio ( $\pm$ SD) de la cobertura (%) de la flora epifita en cada una de las partes de las hojas (distal, medio y base) de *Zostera marina* en la pradera de Felipe.

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	2016 Enero
<b>DISTAL</b>								1,00 $\pm$					
<i>Acrocorium ciliatum</i> (Harvey) Kylin													
<i>Aglaethamnion cordatum</i> (Børgesen) Feldmann-Mazoyer													
<i>Aglaethamnion hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand													
<i>Aglaethamnion pseudobryosoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos													
<i>Anorthicum furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock				2,14 $\pm$ 1,95 3,00 $\pm$ 2,83		1,00 $\pm$			1,00 $\pm$				
<i>Antithamnion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli													
<i>Antithamnionella ternifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle													
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh													
<i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gray				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$			1,00 $\pm$		1,00 $\pm$			
<i>Ceramium cimbicium</i> H. Petersen in Rosenfinge													
<i>Ceramium echinotum</i> J. Agardh				1,36 $\pm$ 1,18	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,22 $\pm$ 0,94 2,33 $\pm$ 2,31	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00		
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00										
<i>Ceramium</i> spp.													
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey													
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne													
<i>Chondria dasphylla</i> (Woodward) C. Agardh													
<i>Chylodactylus verticillatus</i> (Lightfoot) Bliding													
<i>Coleoclonia davisii</i> (Dillwyn) Stegenga													
<i>Dasysiphonia japonica</i> (Yendo) H.S. Kim													
<i>Erythrotrichia betholdii</i> Batters													
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh													
<i>Gayella flaccida</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. McIvor													
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.													
<i>Neosiphonia fragile</i> Kützinger	44,73 $\pm$ 25,54	41,17 $\pm$ 17,70	36,53 $\pm$ 22,81	17,35 $\pm$ 19,47	7,57 $\pm$ 6,79	28,00 $\pm$ 19,33	9,08 $\pm$ 7,11	5,55 $\pm$ 9,00	14,60 $\pm$ 18,49	4,89 $\pm$ 3,02	12,00 $\pm$ 13,95	8,60 $\pm$ 8,79	1,40 $\pm$ 1,22
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel													
<i>Polysiphonia</i> spp.													
<i>Porphyrostomium boyanum</i> (Montagne) P. Silva													
<i>Porphyrostomium ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne	1,00 $\pm$ 0,00				1,94 $\pm$ 1,75	2,00 $\pm$ 2,00	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$				
<i>Pterothamnion crispum</i> (Duculzeau) Nägeli													
<i>Pyropia leucosticta</i> (Turner) Needus & J. Brodie	1,00 $\pm$		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00			1,00 $\pm$						
<i>Rhodthamniella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann													
<i>Rhodophysasma georgii</i> Batters													
<i>Styrodroma albidus</i> (Zanardini) K.M. Drew	3,14 $\pm$ 2,03	3,14 $\pm$ 2,03	6,23 $\pm$ 4,52	5,28 $\pm$ 3,45	3,33 $\pm$ 2,06	5,56 $\pm$ 3,08	4,79 $\pm$ 3,29	1,55 $\pm$ 1,41	1,22 $\pm$ 0,94	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Styrodroma albidus</i> (Zanardini) K.M. Drew			1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,00 $\pm$ 2,00	2,09 $\pm$ 1,82	3,88 $\pm$ 2,31	1,57 $\pm$ 1,45	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux													
<i>Desmarestia</i> sp.													
<i>Ecocarpus fasciculatus</i> Harvey													
<i>Ecocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye													
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel													
<i>Hickelia granulosa</i> (Smith) Silva													
<i>Hickelia hickelsiae</i> (Harvey) P.C. Silva	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,11 $\pm$ 1,84	1,44 $\pm$ 1,33	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		
<i>Hickelia</i> sp.													
<i>Liocarpus laminariae</i> (Lyngbye) Harvey													
<i>Myrionecta clavicornis</i> Harvey													
<i>Punctaria latifolia</i> Greville													
<i>Spizelleria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Cladophora albidus</i> (Nees) Kützinger													
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützinger													
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus													
<i>Ulva tora</i> (Mertens) Trevisan													
<i>Ulva</i> sp.													
<i>Calothrix conficiata</i> Bonet & Fiahtout													
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey													



**Tabla 28. Continuación**

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	2016 Enero
MEDIO													
<i>Acrosolium ciliatum</i> (Harvey) Kylin													
<i>Aglaethamnion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer													
<i>Aglaethamnion hook-eri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand													
<i>Aglaethamnion pseudobryosoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos													
<i>Anotrichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock	1,00 ±	1,00 ±	1,00 ± 0,00	5,00 ± 0,00									
<i>Anthrhamion cruciatum</i> (C. Agardh) Nageli			1,00 ±	5,00 ±									
<i>Anthramionella tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle													
<i>Apoglossum nuscifolium</i> (Turner) J. Agardh													
<i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gray													
<i>Ceramium cimbriacum</i> H. Petersen in Rosenfvinge				1,00 ±				1,00 ±		1,00 ±			
<i>Ceramium echinotum</i> J. Agardh			1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Ceramium</i> spp.	1,00 ±		1,00 ± 0,00			1,00 ±		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey													
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J.Wymer													
<i>Chondria dasphylla</i> (Woodward) C. Agardh					1,00 ± 0,00	1,81 ± 2,40	1,00 ± 0,00	1,50 ± 1,41					
<i>Chylocladia verticillata</i> (Lightfoot) Bolding	1,30 ± 1,07	1,74 ± 1,58	3,08 ± 3,41	2,50 ± 1,98	1,00 ±	2,20 ± 1,88	1,00 ± 0,00	1,17 ± 0,83	1,14 ± 0,74	1,46 ± 1,30	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	
<i>Colaconema davesii</i> (Dillwyn) Stegenga													
<i>Dasydiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S.Kim													
<i>Erythrodrachia bertholdii</i> Batters	1,20 ± 0,89	1,27 ± 1,03	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00	
<i>Gayella flaccida</i> (Harvey ex Kützinger) T.O.Che & L.J.McIvor	1,24 ± 0,97	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,33 ± 1,15			1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,15 ± 0,78	1,00 ±	1,00 ± 0,00	
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.				1,00 ±	1,00 ± 0,00			1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00	
<i>Pneophyllum fragile</i> Kützinger	29,34 ± 18,69	13,17 ± 13,27	14,57 ± 20,29	1,00 ±	4,18 ± 4,77	8,14 ± 8,50	6,10 ± 4,34	3,78 ± 3,81	6,03 ± 9,02	3,71 ± 5,15	3,96 ± 3,38	5,86 ± 8,49	1,00 ± 0,00
<i>Polysiphonia filiformis</i> (Dillwyn) Sprengel				1,29 ± 1,07	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,67 ± 1,53	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00	
<i>Polysiphonia</i> spp.													
<i>Porphyrostomium boreanum</i> (Montagne) P. Silva			1,00 ±		1,80 ± 1,79	1,00 ±							
<i>Porphyrostomium cilare</i> (Carmichael) M.J. Wymer	1,00 ± 0,00					1,00 ±							
<i>Pteridamnion crispum</i> (Duculzeau) Nageli							1,00 ±						
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Needles & J.Brodie		1,00 ±	1,00 ±	1,00 ± 0,00									
<i>Rhododaniella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann													
<i>Rhodophysma georgii</i> Batters	2,04 ± 1,80	2,33 ± 1,95	5,00 ± 3,87	4,60 ± 1,26	1,80 ± 1,79	4,00 ± 2,38	3,22 ± 2,05	1,29 ± 1,07	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00			
<i>Sylonema alsidii</i> (Zanardini) K.M.Drew			1,00 ± 0,00			1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00			
<i>Cladophoron zosterae</i> (J. Agardh) Kylin				1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,67 ± 1,56	1,95 ± 1,75	1,00 ± 0,00	1,00 ±				
<i>Diclyda dichotoma</i> (Hudson) Lemouroux						1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±					
<i>Desmarestia</i> sp.													
<i>Ecocarpus fasciculatus</i> Harvey			2,33 ± 2,07			1,36 ± 1,18	1,53 ± 1,41	1,38 ± 1,20	1,00 ± 0,00	1,24 ± 0,97			
<i>Ecocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye				2,22 ± 1,88		1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,50 ± 1,41	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00			
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel						1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Hincksia granulosa</i> (Smith) Silva			1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00				1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00				
<i>Hincksia hinccksiæ</i> (Harvey) P.C.Silva				1,00 ± 0,00				1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Hincksia</i> sp.													
<i>Litosiphon laminariæ</i> (Lyngbye) Harvey													
<i>Myrtilachia claveliformis</i> Harvey													
<i>Punctaria latifolia</i> Greville													
<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Cladophora albita</i> (Nees) Kützinger													
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützinger													
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus													
<i>Ulva tora</i> (Mertens) Trewan													
<i>Ulva</i> sp.													
<i>Calothrix consociata</i> Bornet & Flahault													
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey													

Tabla 28. Continuación

	BASE	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	2016 Enero
<i>Acrocladum ciliatum</i> (Harvey) Kylin														
<i>Aglaethamnion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer														
<i>Aglaethamnion hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand														
<i>Aglaethamnion pseudobryoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos														
<i>Andritichium turcicum</i> (J. Agardh) Baldo														
<i>Antithamnion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli														
<i>Antithamnionella tenifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle														
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh														
<i>Callithamnion tetragonum</i> (Willebrand) Gray														
<i>Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfield														
<i>Ceramium echinodum</i> J. Agardh														
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye														
<i>Ceramium</i> spp.														
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey														
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne														
<i>Chondria dasphylla</i> (Woodward) C. Agardh														
<i>Chylocardia verticillata</i> (Lightfoot) Bolding														
<i>Colacorema davisii</i> (Dillwyn) Stegenga														
<i>Dasysiphonia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim														
<i>Erythrotrichia bertholdii</i> Batters														
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh														
<i>Gayella flaccida</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. McIvor														
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.														
<i>Phaeophyllum fragile</i> Kützinger														
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel														
<i>Polysiphonia</i> spp.														
<i>Porphyrostomum boryanum</i> (Montagne) P. Silva														
<i>Porphyrostomum ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne														
<i>Pseudanthamnion crispum</i> (Ducruet) Nägeli														
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Nedelka & J. Brodie														
<i>Rhododiamella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann														
<i>Rhodophyllum georgei</i> Batters														
<i>Stenonema elaidi</i> (Zanardini) K.M. Drew														
<i>Cladophora zosteræ</i> (J. Agardh) Kylin														
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux														
<i>Desmarestia</i> sp.														
<i>Ecocarpus fasciculatus</i> Harvey														
<i>Ecocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye														
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel														
<i>Hicksia granulosa</i> (Smith) Silva														
<i>Hicksia hicksiae</i> (Harvey) P.C. Silva														
<i>Hicksia</i> sp.														
<i>Litosiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey														
<i>Myrtilaria clavaeformis</i> Harvey														
<i>Punctaria latifolia</i> Greville														
<i>Sphaerocarpus ciliatus</i> (Roth) C. Agardh														
<i>Cladophora albidula</i> (Nees) Kützinger														
<i>Cladophora laevigata</i> (Dillwyn) Kützinger														
<i>Ulva ciliolata</i> (Roth) C. Agardh														
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus														
<i>Ulva torra</i> (Mertens) Trevisan														
<i>Ulva</i> sp.														
<i>Calothrix consociata</i> Boret & Flahault														
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey														

**Tabla 29.** Promedio ( $\pm$ SD) de la cobertura (%) de la flora epifita en cada una de las partes de las hojas (distal, medio y base) de *Zostera marina* en la pradera de Piedra de la Reina.

DISTAL	2015						2016					
	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
<i>Acrocorium ciliatum</i> (Harvey) Kylin	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$ 0,00					1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Agardhiopsis cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer				1,00 $\pm$ 0,00								
<i>Agardhiopsis hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand					1,00 $\pm$		1,00 $\pm$		1,00 $\pm$		1,00 $\pm$	
<i>Agardhiopsis pseudosylvestris</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos								2,33 $\pm$ 2,31	2,00 $\pm$ 2,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	
<i>Andricium lucellatum</i> (J. Agardh) Baldock			2,33 $\pm$ 2,31	3,00 $\pm$ 2,83	2,80 $\pm$ 4,02	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$				
<i>Anthamion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli					1,00 $\pm$							
<i>Anthamionella tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle												
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh	1,00 $\pm$		1,57 $\pm$ 1,51	1,20 $\pm$ 0,89	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	
<i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gray				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Ceramium cimbicium</i> H. Petersen in Rosenfvinge												
<i>Ceramium echinatum</i> J. Agardh			1,00 $\pm$ 0,00	2,43 $\pm$ 1,95	3,83 $\pm$ 3,38	1,00 $\pm$ 0,00	1,17 $\pm$ 0,83	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye												
<i>Ceramium</i> spp.												
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey												
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne						1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00				
<i>Chondria dasiphylia</i> (Woodward) C. Agardh						1,00 $\pm$ 0,00	1,57 $\pm$ 1,43	2,33 $\pm$ 1,93	2,12 $\pm$ 1,83	3,41 $\pm$ 2,39	1,73 $\pm$ 1,58	1,00 $\pm$ 0,00
<i>Chrysiella verticillata</i> (Lightfoot) Biding	8,37 $\pm$ 2,63	9,33 $\pm$ 1,73	9,63 $\pm$ 6,55	9,00 $\pm$ 2,03	5,28 $\pm$ 3,45	3,56 $\pm$ 1,96						1,67 $\pm$ 1,56
<i>Colacomenia davisii</i> (Dillwyn) Stegenga												
<i>Dasydictyon japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim												
<i>Elythridictia bertholletii</i> Batters	2,45 $\pm$ 1,97	3,13 $\pm$ 2,03	1,80 $\pm$ 1,79	3,43 $\pm$ 1,99	4,30 $\pm$ 2,75	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,38 $\pm$ 2,46	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00
<i>Elythridictia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	1,42 $\pm$ 1,26	1,44 $\pm$ 1,28	3,05 $\pm$ 2,52	1,29 $\pm$ 1,07	3,50 $\pm$ 2,57	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	2,81 $\pm$ 2,42	1,80 $\pm$ 1,63	1,00 $\pm$ 0,00
<i>Gallia falcata</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. McIvor												
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.												
<i>Neosiphonia fragilis</i> Kützinger	67,33 $\pm$ 14,37	59,33 $\pm$ 17,36	46,50 $\pm$ 27,20	44,00 $\pm$ 22,03	20,96 $\pm$ 18,17	2,68 $\pm$ 2,50	3,74 $\pm$ 2,65	24,23 $\pm$ 26,02	38,33 $\pm$ 13,28	45,50 $\pm$ 16,31	35,50 $\pm$ 17,54	41,50 $\pm$ 16,72
<i>Polysiphonia filiformis</i> (Dillwyn) Sprengel	1,00 $\pm$ 0,00			1,00 $\pm$ 0,00	1,31 $\pm$ 1,11	2,26 $\pm$ 2,38	1,31 $\pm$ 1,09	3,44 $\pm$ 2,01	1,31 $\pm$ 1,11	2,19 $\pm$ 1,86	1,50 $\pm$ 1,35	1,00 $\pm$
<i>Polysiphonia</i> spp.												
<i>Porphyrostomum boryanum</i> (Montagne) P. Silva												
<i>Porphyrostomum ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne					6,50 $\pm$ 3,90	4,29 $\pm$ 1,57	1,73 $\pm$ 1,62					
<i>Pteridionium crispum</i> (Ducliczeau) Nägeli												
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus & J. Brodie	1,33 $\pm$ 1,15	1,00 $\pm$ 0,00	1,36 $\pm$ 1,21	1,24 $\pm$ 0,97	1,00 $\pm$				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Rhododactyliella fortida</i> (Dillwyn) J. Feldmann												
<i>Rhododactyliella georgii</i> Batters			2,83 $\pm$ 2,82	2,33 $\pm$ 2,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,80 $\pm$ 1,66	2,59 $\pm$ 2,07	3,00 $\pm$ 2,14	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Sylvestria alsidii</i> (Zanardini) K.M. Drew					1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00	1,17 $\pm$ 0,82	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Sylvestria zosteriae</i> (J. Agardh) Kylin				4,42 $\pm$ 2,50	4,44 $\pm$ 3,33	1,80 $\pm$ 1,66	4,90 $\pm$ 2,91	1,00 $\pm$ 0,00				1,00 $\pm$
<i>Desmarestia</i> sp.												
<i>Diclyda dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux				1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,44 $\pm$ 1,33	1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Ecocarpus fasciculatus</i> Harvey												
<i>Ecocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye			3,09 $\pm$ 2,56	7,33 $\pm$ 4,79	7,04 $\pm$ 4,64	1,27 $\pm$ 1,03	2,19 $\pm$ 1,86	1,71 $\pm$ 1,57	3,10 $\pm$ 2,40	2,58 $\pm$ 2,81	1,19 $\pm$ 0,87	1,00 $\pm$
<i>Fedmanina globifera</i> (Kützinger) Hamel						6,11 $\pm$ 2,56	2,69 $\pm$ 2,01	3,00 $\pm$ 2,14	1,50 $\pm$ 1,41	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$	
<i>Hirckisia granulosa</i> (Smith) Silva	1,62 $\pm$ 1,50	2,26 $\pm$ 1,91			1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$ 0,00	
<i>Hirckisia hicksiae</i> (Harvey) P.C. Silva				3,00 $\pm$ 2,31		3,00 $\pm$ 2,31						
<i>Hirckisia</i> sp.				3,75 $\pm$ 2,80	2,00 $\pm$ 2,00							
<i>Litosiphonia laminariae</i> (Lyngbye) Harvey												
<i>Myrtilochia clavaeformis</i> Harvey							1,00 $\pm$ 0,00		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$ 0,00		
<i>Punctaria latifolia</i> Grønvig												
<i>Sphaerelia cirsosa</i> (Roth) C. Agardh								1,00 $\pm$		1,00 $\pm$	1,00 $\pm$	
<i>Sphaerelia albidus</i> (Nees) Kützinger												
<i>Cleodora lefevriensis</i> (Dillwyn) Kützinger												
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh									1,00 $\pm$ 0,00	1,00 $\pm$		
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus									1,00 $\pm$ 0,00			
<i>Ulva loricata</i> (Mertens) Trevisan									1,00 $\pm$			
<i>Ulva</i> sp.						1,00 $\pm$						
<i>Caldorfia consociata</i> Bonnet & Flahault								1,00 $\pm$				
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey												

Tabla 29. Continuación

MEDIO	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	2016 Enero
<i>Arosorium ciliatum</i> (Harvey) Kylin								1,00 ±		1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		
<i>Agardhianion cordatum</i> (Bergesen) Feldmann-Mazoyer													
<i>Agardhianion hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand				1,00 ±	1,00 ±				1,00 ±				
<i>Agardhianion pseudobyssoides</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos													
<i>Anorthicum furcillatum</i> (J. Agardh) Baldock							1,00 ± 0,00						
<i>Antithamion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli	5,00 ±			1,00 ± 0,00	1,00 ±			1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ±			
<i>Antithamionella tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle													
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh				1,00 ± 0,00					1,00 ±		1,00 ±		
<i>Callithamion tetragonum</i> (Withering) Gray				1,00 ±			1,00 ±	1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00		
<i>Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenfinge			1,00 ±										
<i>Ceramium echinotum</i> J. Agardh			1,00 ±	1,57 ± 1,45	2,00 ± 2,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye			1,00 ±										
<i>Ceramium</i> sp.													
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey													
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne													
<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh													
<i>Chylodactylus verticillata</i> (Lightfoot) Bolding													
<i>Colaconema davisii</i> (Dillwyn) Stegenga				5,77 ± 3,65	3,96 ± 3,49	3,70 ± 2,32	1,95 ± 1,75	2,00 ± 1,78	2,08 ± 1,81	2,45 ± 1,97	1,24 ± 0,97	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00
<i>Dasyphyllia japonica</i> (Yendo) H.S. Kim			2,09 ± 1,87										
<i>Erythrotrichia bertholdi</i> Batters	1,92 ± 1,75	1,36 ± 1,21	5,59 ± 4,83	2,83 ± 2,04	3,83 ± 3,60	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	2,65 ± 2,03	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,00 ± 0,00	2,55 ± 2,94	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	2,33 ± 1,93	1,25 ± 1,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00
<i>Gayella flaccida</i> (Harvey ex Kützling) T.O. Cho & L.J. McIvor													
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.				1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,27 ± 1,03	1,87 ± 1,69	1,00 ± 0,00	1,31 ± 1,11	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		
<i>Pseudophyllum fragile</i> Kützling	42,33 ± 24,24	20,00 ± 10,50	1,00 ± 0,00	26,70 ± 21,98	11,50 ± 9,40	16,70 ± 22,64	9,89 ± 9,54	13,75 ± 16,34	31,50 ± 18,06	32,17 ± 18,13	24,17 ± 16,35	20,40 ± 15,83	24,41 ± 16,47
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel	1,00 ±		23,00 ± 23,13	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,22 ± 0,94	1,00 ± 0,00	1,80 ± 1,66	1,62 ± 1,50	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		1,00 ±
<i>Polysiphonia</i> sp.													
<i>Porphyrostomium boyanum</i> (Montagne) P. Silva					7,60 ± 3,31	2,45 ± 2,02	2,33 ± 2,31						
<i>Porphyrostomium cilare</i> (Carmichael) M.J. Wynne													
<i>Pterichamion crispum</i> (Ducruzeau) Nägeli				1,80 ± 1,79				1,00 ±	1,00 ±	1,00 ±			
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neelus & J. Brodie	2,00 ± 2,00		3,00 ± 2,83					1,00 ±					
<i>Rhodothamniella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann				1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	2,71 ± 2,14	3,00 ± 2,19	3,40 ± 2,19		1,00 ±			
<i>Rhodophysyema georgae</i> Batters								1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ±		
<i>Syktonema alstali</i> (Zanardini) K.M. Drew			2,00 ± 2,00					1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ±		
<i>Cladophion zosterae</i> (J. Agardh) Kylin				4,20 ± 1,79	3,40 ± 2,19	1,00 ± 0,00	4,47 ± 3,22						
<i>Desmaretia</i> sp.													
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux					1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00	1,00 ±	1,00 ± 0,00		
<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey				3,40 ± 2,03	4,40 ± 3,50	2,00 ± 2,00	2,23 ± 1,92	1,44 ± 1,33	1,87 ± 1,69	1,73 ± 1,62	1,00 ± 0,00		
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye			5,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	4,79 ± 2,08	1,86 ± 1,70	1,57 ± 1,51	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00		
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützling) Hamel	1,00 ± 0,00			1,00 ± 0,00	1,00 ±				1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00			
<i>Hinckesia granulosa</i> (Smith) Silva				1,00 ± 0,00					1,00 ±				
<i>Hinckesia hinccksiae</i> (Harvey) P.C. Silva				1,00 ± 0,00					1,00 ±				
<i>Hinckesia</i> sp.													
<i>Litosiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey													
<i>Myrtilichia claviformis</i> Harvey											1,00 ±		
<i>Punctaria latifolia</i> Greville													
<i>Sphaelaria cirsosa</i> (Roth) C. Agardh							1,00 ±						
<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützling													
<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützling													
<i>Uva clathrata</i> (Roth) C. Agardh									1,00 ±				
<i>Uva compressa</i> Linnaeus									1,00 ± 0,00				
<i>Uva toria</i> (Mertens) Trevisan									1,00 ± 0,00				
<i>Uva</i> sp.													
<i>Calothrix consociata</i> Bonnet & Flahault													
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey									1,00 ±				

Tabla 29. Continuación

	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	2016 Enero
<b>BASE</b>													
<i>Acrostonium ciliatum</i> (Harvey) Kylin													
<i>Agardhmannia cordatum</i> (Borjesen) Feldmann-Mazoyer													
<i>Agardhmannia hookeri</i> (Dillwyn) Maags & Hommersand													
<i>Agardhmannia pseudobyssoidea</i> (P. Crouan & H. Crouan) L'Hardy-Halos													
<i>Anadricium furciculatum</i> (J. Agardh) Baldock				1,00 ±				1,00 ±					
<i>Anithammonia cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli													
<i>Anithammonia tenuifolia</i> (Hooker & Harvey) Lyle													
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh													
<i>Callithamnion tetragonum</i> (Withering) Gray													
<i>Ceramium cimbriacum</i> H. Petersen in Rosenvinge									1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Ceramium echinodontum</i> J. Agardh									1,00 ± 0,00	1,00 ±			
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye													
<i>Ceramium</i> spp.													
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey													
<i>Chondria capillaris</i> (Hudson) M.J. Wynne													
<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh													
<i>Chylodactylus verticillata</i> (Lightfoot) Bolding													
<i>Coleconeia daviesi</i> (Dillwyn) Stegenga													
<i>Dasyphyllia japonica</i> (Yendo) H.-S. Kim													
<i>Erythrotrichia bertholdii</i> Batters													
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh													
<i>Gelidium flaccidum</i> (Harvey ex Kützinger) T.O. Cho & L.J. McIvor													
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.													
<i>Phaeophyllum fragile</i> Kützinger													
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel													
<i>Polysiphonia</i> spp.													
<i>Porphyrostomium boyanum</i> (Montagne) P. Silva													
<i>Porphyrostomium ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne													
<i>Pterothamnion crispum</i> (Ducluzeau) Nägeli													
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neelus & J. Brodie													
<i>Rhodothamnella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann													
<i>Rhodophysensia georgiei</i> Batters													
<i>Sponemna alsidii</i> (Zanardini) K.M. Drew													
<i>Stadosiphon zosterae</i> (J. Agardh) Kylin													
<i>Desmarestia</i> sp.													
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux													
<i>Ecotocarpus fasciculatus</i> Harvey													
<i>Ecotocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye													
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützinger) Hamel													
<i>Hinckesia granulosa</i> (Smith) Silva													
<i>Hinckesia hinckesia</i> (Harvey) P.C. Silva													
<i>Hinckesia</i> sp.													
<i>Litosiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey													
<i>Myrtilaria claviformis</i> Harvey													
<i>Punctaria latifolia</i> Greville													
<i>Sphaerocera cirsosa</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Cadophora albidula</i> (Nees) Kützinger													
<i>Cadophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützinger													
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh													
<i>Ulva compressa</i> Linaeus													
<i>Ulva torta</i> (Mertens) Trevisan													
<i>Ulva</i> sp.													
<i>Codium consociata</i> Bornet & Flahault													
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey													





## Capítulo 4

# Estado de conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

---





## Introducción

Los impactos antropogénicos negativos en las praderas de *Zostera* junto con los problemas asociados al cambio climático están causando la pérdida y reducción de la extensión de las praderas de *Z. marina* (Duarte 2002, Emmett Duffy 2006, Burkholder 2007, de Paz *et al.* 2008, Cabaço *et al.* 2010). De hecho, las praderas de *Zostera* se utilizan como bioindicadores debido a su sensibilidad a los impactos antropogénicos en los ecosistemas costeros (Orth *et al.* 2006). Como consecuencia de la relevancia ecológica de las praderas de *Z. marina* en los sistemas bentónicos marinos y las potenciales amenazas humanas, *Z. marina* está actualmente protegida a través de varias figuras legales. Las praderas de esta especie han sido incluidas en cinco tipos de hábitats de la Directiva Habitats (Directiva 92/43/CEE, Guillen & Otero 2015): “Habitat 1110” (Bancos de arena poco profundos cubiertos permanentemente con agua marina), “Habitat 1130” (Estuarios), “Habitat 1140” (Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja), “Habitat 1150” (Lagunas costeras) y “Habitat 1160” (Grandes calas y bahías poco profundas). Además, las praderas de *Z. marina* están indirectamente protegidas por la red Natura 2000 a través de las ZEC (Zonas de Especial Conservación) (Decreto 37/2014). En el noroeste de la península ibérica algunas áreas protegidas también incluyen praderas de *Z. marina*, como las ZEPVN (Zonas de Especial Protección de Valores Naturales) o las zonas RAMSAR (Humedales de Importancia Internacional por la Convención RAMSAR) (Decreto 72/2004, BOE 1982). Por otro lado, la Directiva Marco Europea del Agua también afecta indirectamente a las praderas del noroeste de España ya que designa sus áreas de distribución como protegidas (Directiva 2000/60/CE). La presencia de praderas marinas ha sido considerada como relevante durante la selección de algunas áreas protegidas (Guillen & Otero 2015). A pesar de esto, las praderas marinas en el noroeste ibérico están con frecuencia localizadas cerca de áreas densamente pobladas que están sujetas a impactos antropogénicos como el marisqueo, la pesca, los dragados, la modificación de la línea de costa, el cambio climático, la eutrofización, las invasiones biológicas o el efecto de contaminantes (Cacabelos *et al.* 2015b). Estas actividades a menudo causan una reducción de la extensión y calidad de las praderas de *Zostera*. Por lo tanto, un conocimiento detallado de la distribución y extensión a lo largo del noroeste de España es necesario para incorporar las praderas en programas de gestión costera. Por todo ello en este capítulo i) se identifican las principales fuentes de impacto antropogénico sobre las praderas de *Z. marina*, ii) se evalúa el estado de conservación de las praderas de *Z. marina* y iii) se proponen áreas que deberían ser consideradas en futuros planes de conservación.

## Metodología específica

Se determinó la extensión de las praderas de *Zostera marina* previamente registradas para valorar cambios a largo plazo en la extensión de las praderas del área de estudio. Se determinó también la extensión de las praderas registradas por primera vez para que puedan ser comparadas en futuros estudios. Se realizó una revisión bibliográfica con información previamente publicada para determinar la localización de las praderas y su extensión (Alejo *et*

*al.* 1999, Cacabelos *et al.* 2015b, Cochón & Sánchez 2005, Curras *et al.* 1991, Bárbara *et al.* 2006, Fischer-Piette & Seoane-Camba 1962, Izco-Sánchez 1996, Miranda 1934, Quintas 2005, Souto 2012).

Para conocer el estado actual de conservación de las praderas de *Zostera marina* y seleccionar áreas de *Z. marina* que deberían ser conservadas en futuros planes de conservación, se ha tenido en cuenta toda la información obtenida en anteriores capítulos de la tesis (distribución, cobertura y densidad de praderas de *Z. marina*, biometría de las plantas, flora asociada al sustrato y epifita y dinámica temporal de las praderas), así como las amenazas e interacciones antrópicas que padecen las praderas de *Z. marina* en el noroeste de la península ibérica (bancos marisqueros, dragados y regeneración de playas, construcción de puertos, etc...).

## Resultados

### Conservación de las praderas de *Zostera marina*

La mayoría de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica se encuentran en áreas incluidas en varios tipos de figuras de conservación (Figs. 10-18): 14 praderas están en la red Natura 2000 (3 de la Ría del Eo, 2 de la Ría de Ortigueira, Camariñas, Cortegada 1, Toxa centro, Toxa Sur, Sálvora y 6 de la ensenada de San Simón), 4 praderas están en zonas RAMSAR (Ortigueira, Sismundi, Toxa centro y Toxa sur) y 2 praderas (Sálvora y Cortegada 1) están en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. Estas 16 praderas de *Z. marina* ocupan una extensión total de 5.69 km<sup>2</sup> (98% de toda la extensión). El 70% (4.01 km<sup>2</sup>) de las praderas de *Z. marina* protegidas están en la Ría de Arousa (Fig. 16). Las praderas de *Z. marina* del Parque Nacional, Sálvora y Cortegada 1, están también en la misma Ría. En Sálvora, fondos de maërl y cascajo comparten sustrato con *Z. marina* y actúan como límite para las praderas.

A pesar de que la mayoría de *Zostera marina* del área de estudio se encuentra dentro de áreas protegidas, se detectaron amenazas potenciales para su conservación en todos los sectores estudiados. El marisqueo es la principal fuente de impacto potencial, ya que 35 praderas de *Z. marina* se superponen o se localizan en las proximidades de áreas de marisqueo (Figs. 10-18). El mapa de distribución de las praderas de *Z. marina* en la Ría de Ferrol (Fig. 14) no muestra ningún área de marisqueo debido a que no hay información oficial disponible. Sin embargo, durante los muestreos observamos actividades de extracción de almeja en la proximidad de dichas praderas. Además de los impactos reflejados en los mapas, la construcción de un puerto principal en la boca de la Ría de Ferrol podría afectar negativamente a sus praderas marinas. Otro impacto potencial son los movimientos de grandes cantidades de sedimentos en Camariñas relacionados con actividades de recuperación de playas (pescadores locales, com. pers.), que han causado el enterramiento de la pradera que allí habitaba y que finalmente ha desaparecido por completo. Por otro lado, la recuperación propuesta en la playa de Sada (21) supondría un peligro para la pradera de *Zostera* que allí existe.

Este estudio ha evidenciado cambios en la distribución y extensión de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica durante las últimas décadas. Las praderas de tres rías (Barqueiro, Ferrol y Aldán) redujeron su extensión en más de 7 000 m<sup>2</sup> (Tabla 29). Las praderas de tres rías (Eo, Ortigueira y Pontevedra) habían sido registradas previamente, pero no hay datos previos de su extensión y las variaciones potenciales no han podido ser evaluadas. La extensión conocida de las praderas de cinco rías (San Cibrao, Ares, Arousa, ensenada de San Simon-Vigo y ensenada de Baiona) se ha incrementado en este estudio respecto a los datos previamente disponibles. Este incremento se debe o bien a que su extensión se ha incrementado en años recientes o a que había sido subestimada previamente. El mayor aumento en la extensión conocida de *Z. marina* se ha detectado en la Ría de Arousa (4.02 km<sup>2</sup> vs. 1.9 km<sup>2</sup> registrados previamente).



En esta tesis reveló la desaparición de siete praderas de *Zostera marina* (Tabla 30), cinco de las cuales se tiene registro previo: dos sitios de la Ría de Viveiro (1996-2004, 2006), Ría de Coruña (1990), Camariñas (1998-2016) e islas Cíes (1982-1986). Sin embargo, a pesar de los esfuerzos de muestreo, no pudimos encontrarlas en 2016. En la Ría de Camariñas encontramos una sola planta durante el último muestreo (2016), donde previamente se había registrado (1998) y muestreamos (2014) una pradera bien establecida. Además de esas 5 praderas, pescadores locales nos informaron sobre la presencia de otras dos praderas, Miñarzos y San Francisco (Tabla 30) que potencialmente han desaparecido.

**Tabla 29.** Cambios a largo plazo de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. Comparación de la extensión registrada previamente en las rías y la extensión detectada en este estudio. n.d. = no hay datos disponibles.

Ría/Área	Extensión previa (m <sup>2</sup> )	Extensión actual (m <sup>2</sup> )	Bibliografía
Ría del Eo	n.d.	8796.95	Curras <i>et al.</i> (1991)
San Cibrao	4000	5025	Bárbara <i>et al.</i> (2006); I. Bárbara (com. pers.)
Ría de Barqueiro	8000	852.27	Fischer-Piette & Seoane-Camba (1962)
Ría de Ortigueira	n.d.	169391.49	Izco & Sanchez (1996)
Ría de Ferrol	17400	8612.53	Souto (2012)
Ría de Ares	4000	56945.66	Souto (2012)
Ría de Arousa	1866000	4020852.91	Quintas (2005)
Ría de Pontevedra	n.d.	6166.73	Miranda (1934); Cochón & Sánchez (2005)
Ría de Aldán	10000	1960.68	Cacabelos <i>et al.</i> (2015b)
Ensenada de San Simón + Ría	2000	1518468.84	Cacabelos <i>et al.</i> (2015b)
Ensenada de Baiona	2000	5333.77	Alejo <i>et al.</i> (1999)

**Tabla 30.** Desaparición de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste de la península ibérica. Para cada pradera se indica el nombre de la localidad, las coordenadas geográficas, la extensión y el intervalo temporal en el cual fueron observadas.

Localidad	Coordenadas geográficas	Extensión (m <sup>2</sup> )	Periodo temporal	Bibliografía
Lugo: Ría de Viveiro, Ensenada de San Xoán	43° 41' 26" N, 007° 36' 31" W	n.d.	2006	Peña (2010)
Lugo: Ría de Viveiro, Insua de Area	43° 41' 56" N, 007° 34' 57" W	100	1996-2004	herbario (SANT); I. Bárbara (com. pers.)
A Coruña: Ría de A Coruña, Cala Canabal	43° 23' 29" N, 008° 20' 44" W	100	1990	Bárbara (1994)
A Coruña: Ría de Camariñas, Playa Lago Norte	43° 07' 52" N, 009° 11' 50" W	32	1998-2016	Cacabelos <i>et al.</i> (2015b); herbario (SANT)
A Coruña: Ría de Corcubión, Miñarzo. Porto da Barca	42° 48' 08" N, 009° 08' 45" W	n.d.	n.d.	A. García Allut (com. pers.)
A Coruña: Ría de Muros: Louro. Ensenada de San Francisco	42° 45' 19" N, 009° 4' 34" W	n.d.	n.d.	A. García Allut (com. pers.)
Pontevedra: Ría de Vigo, Islas Cíes, laguna	42° 13' 22" N, 008° 54' 17" W	n.d.	1982-??	Gutiérrez-Rivera (1989), García-Redondo <i>et al.</i> (2017)

## Discusión

### Pérdida de las praderas de *Zostera marina*

Siete praderas de *Zostera marina* han desaparecido en el noroeste de España (Tabla 30). Todas ellas consistían en pequeñas manchas (32-100 m<sup>2</sup>), lo que las hacía más vulnerables a la extinción que praderas de grandes extensiones. Los haces de las plantas proporcionan protección mutua y las praderas son más vulnerables a las perturbaciones tanto naturales como antropogénicas si no tienen un tamaño mínimo (Olesen & Jensen 1994). Además de su pequeño tamaño, la causa definitiva de la desaparición de estas siete praderas difiere y está probablemente relacionada tanto con procesos naturales como impactos antropogénicos.

La pradera de Camariñas fue observada por última vez en 2014 después de verificar su persistencia durante 18 años. A pesar de los esfuerzos de muestreo tan sólo pudimos encontrar

una planta en 2016. La desaparición de esta pradera está probablemente relacionada con actividades de recuperación de las playas y los aportes de arena que conllevan (pescadores locales, com. pers.). Este suceso probablemente causó el enterramiento y la extinción de la pradera.

Del mismo modo, la pradera de Canabal alcanzó una cobertura del 60% de *Zostera marina* en 1990 (Bárbara 1994) pero no fue detectada más tarde (muestreo en 2014) probablemente porque fue enterrada durante las extensas acciones de recuperación en diversas playas de la Ría de A Coruña en 1992 reseñadas en Bárbara (1994).

La pradera de Lagoa dos Nenos (islas Cíes), situada en una pequeña laguna del Parque Nacional, fue registrada en 1982, 1985 y 1986 y estaba compuesta tanto por *Z. marina* como *Z. noltei* (Gutián-Rivera 1989). En ese momento, la cobertura de *Z. marina* oscilaba entre 50 y 100%, indicando la existencia de una pradera bien establecida. En 2016, no se encontró ninguna planta de *Zostera* (García-Redondo *et al.* 2017). Esta laguna es un sistema dinámico que experimentó profundas modificaciones durante los siglos XX y XXI, como el progresivo cierre del canal de drenaje dando lugar a la formación de una laguna prácticamente confinada en la que el nivel del agua está disminuyendo (Muñoz Sobrino *et al.* 2006). Probablemente la desaparición de las praderas marinas en esta laguna es una consecuencia de los cambios en las condiciones ambientales asociadas a las modificaciones de este sistema dinámico. Alternativa o complementariamente, los impactos antropogénicos podrían estar involucrados. Las islas Cíes reciben más de 300 000 turistas cada año desde la declaración del Parque Nacional en 2002.

Las causas de la desaparición de la pradera de Viveiro son inciertas. Tenía una cobertura baja (< 20%, l. Bárbara com. pers.) y las inusuales tormentas marinas extremas ocurridas durante los últimos cinco años (> 10 m de altura significativa de ola) probablemente causaron la desaparición de esta pradera. Las fuertes tormentas incrementan la erosión costera, promoviendo la separación de las plantas, así como la resuspensión de los sedimentos que producen turbidez y reducen la disponibilidad de luz para las plantas. Las tormentas marinas son eventos naturales, pero el calentamiento global produce un incremento en su frecuencia e intensidad (Duarte *et al.* 2004, Piñeiro *et al.* 2016).

### **Conservación de las praderas de *Zostera marina***

La reducción de las praderas de *Zostera marina* es un fenómeno detectado a escala global (Cunha *et al.* 2013). La ausencia de datos cartográficos detallados previos de las praderas del noroeste de la península ibérica nos impide comprobar si esta tendencia también ha ocurrido en el área estudiada. Sin embargo, en Portugal se ha registrado una importante pérdida y reducción de las praderas de *Z. marina* (Cunha *et al.* 2013). Las causas de la reducción de las praderas de *Z. marina* están a menudo relacionadas con las actividades humanas como el calentamiento global, la eutrofización, las invasiones biológicas o los contaminantes (Duarte *et al.* 2004). Estos factores probablemente también estén actuando en las praderas del noroeste de España

(Cacabelos *et al.* 2015b). Además, la enfermedad debilitante provocada por *Labyrinthula zosterae* D. Porter & Muehlstein agravó la situación en Europa desde la década de 1930 y su interacción con las presiones antropogénicas impuso fuertes factores estresantes en las praderas (Duarte *et al.* 2004, Krause-Jensen *et al.* 2004). Esta enfermedad nunca fue detectada en las praderas de *Z. marina* españolas y su virulencia en Europa está actualmente reducida (Brakel *et al.* 2014).

Además de las consecuencias generalmente observadas en la mayoría de las praderas marinas en todo el mundo, el noroeste de España tiene la particularidad de ser un área con una elevada explotación de recursos marisqueros. La presente tesis muestra que las praderas marinas del noroeste de España comparten emplazamiento con áreas de explotación marisquera. Más de 9 700 toneladas de bivalvos son recogidos cada año en estuarios y otros fondos blandos de las rías de Galicia, a pesar de que muchos de ellos están protegidos por figuras de conservación (Xunta de Galicia 2017). Dicha producción requiere el uso de una variedad de herramientas que retiren el sedimento donde los moluscos crecen (ISSGA 2012), pero también causan la retirada de las fanerógamas marinas, incluyendo sus rizomas y raíces. Además, durante la extracción y el desarrollo de otras actividades relacionadas con la producción, las plantas son pisoteadas y los sedimentos son transportados para facilitar el crecimiento de los moluscos. Incluso a veces, se utiliza maquinaria pesada durante esos trabajos. Además de los impactos directos sobre las praderas marinas, estas actividades incrementan la turbidez del agua y disminuyen la penetración de la luz, reduciendo la capacidad fotosintetizadora de las praderas (Duarte *et al.* 2004, Cacabelos *et al.* 2015b, Barañano *et al.* 2017). Por ejemplo, las plantas de *Zostera marina* son retiradas durante la extracción de la almeja en las praderas de Cortegada, adyacente al Parque Nacional (pradera 25) (García-Redondo *et al.* 2017). Se ha demostrado que estas actividades provocan la fragmentación de las manchas de *Z. noltei* y, en el peor de los casos, su completa eliminación (Cochón & Sánchez 2005, de Paz *et al.* 2008). Seguramente estas actividades tienen efectos similares sobre las praderas de *Z. marina* (Barañano *et al.* 2017). También, las actividades acuícolas (bateas de mejillón) son otra fuente potencial de impactos para las praderas marinas ya que sus aportes orgánicos provocan el deterioro de los sedimentos (Duarte *et al.* 2004). Estas actividades son consideradas como tradicionales por parte de la administración, son relevantes en la economía regional y se permiten incluso en áreas protegidas por figuras de conservación. A pesar de que el 98% de las praderas marinas en el noroeste de la península ibérica están dentro de áreas protegidas, su gestión actual no garantiza su conservación. Se deben implementar regulaciones que compatibilicen la explotación tradicional de moluscos y la conservación de praderas marinas. Estas regulaciones deberían incluir programas de monitorización de las praderas de *Z. marina* para valorar las tendencias del hábitat de las praderas y asegurar su conservación.

Otro impacto relevante, aunque a nivel local, es la construcción de un nuevo puerto en la boca de la Ría de Ferrol entre 2001-2009. Esta nueva infraestructura ha modificado la dinámica marina, alterando los procesos de sedimentación. La pradera de Cariño (pradera 17) es pequeña

en tamaño (2.84 m<sup>2</sup>) y está localizada cerca de esta infraestructura. No está claro si en los últimos años ha disminuido o se mantiene estable, ya que no hay datos previos disponibles. Además, los dragados recurrentes para facilitar las actividades de una industria naval localizada en la Ría del Eo, así como la ampliación de un puerto de recreo podrían ser una de las razones del mal estado de conservación de las praderas 1-3. (de Paz *et al.* 2008).

### Protección de las praderas de *Zostera marina*

El 98% de las praderas de *Zostera marina* se localizan dentro de áreas marinas protegidas, incluyendo 11 sitios Natura 2000 (Decreto 37/2014). Además, las praderas de *Z. marina* de Caneliñas (pradera 23) y la Ría de Aldán (praderas 32 y 33) están cerca de dos de ellos (ZEC Carnota-Monte do Pindo, ZEC Cabo Udra). *Z. marina* no es una especie protegida por sí misma, pero su hábitat está incluido en cinco hábitats considerados en los sitios Natura 2000. Las praderas de *Z. marina* de la Ría de Arousa son las más extensas y es el área con la mayor extensión protegida incluyendo tres figuras legales de protección (red Natura 2000, RAMSAR y Parque Nacional).

Se seleccionaron 15 praderas de *Zostera marina* para ser propuestas para su conservación (Tabla 2). Estas praderas no están actualmente incluidas en áreas protegidas y poseen características significativas que las convierte en las candidatas idóneas para ser protegidas. Las praderas de *Z. marina* 18, 19 y 21 fueron seleccionadas porque son praderas mixtas formadas por *Z. noltei* y *Z. marina*, y la primera especie está considerada como “vulnerable” según la legislación española (BOE 2011). La pradera de Toralla (pradera 44) fue seleccionada para ser protegida porque es el hábitat de dos especies de caballitos de mar amenazados (*Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829 e *H. hippocampus* Linnaeus, 1758). Además, es una zona de cría de *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758, una especie de interés pesquero, ya que sus puestas son comunes sobre las hojas de *Z. marina*. Tres praderas de *Z. marina* fueron seleccionadas (praderas 23, 30 y 31) porque son poblaciones aisladas con un elevado riesgo de desaparición. Las otras praderas (4, 6, 20, 32, 33, 42, 46 y 47) fueron seleccionadas debido a que poseían coberturas de *Z. marina* inferiores al 60%, por lo que son más vulnerables a sufrir pérdidas de biomasa y desaparecer que las praderas con mayores coberturas (Krause-Jensen *et al.* 2004).

Las 15 praderas de *Zostera marina* seleccionadas para ser protegidas son sólo el 1.38% de la extensión total (0.08 km<sup>2</sup> de 5.80 km<sup>2</sup>). La baja extensión para proteger contrasta con los beneficios que proporcionaría tanto a las praderas de *Zostera* como a la fauna que alberga. La protección efectiva de las praderas de *Z. marina* en el noroeste de España supondría una mejora de su estado de conservación y, por extensión, del hábitat circundante y de las especies que lo habitan. Es necesario implantar medidas de monitorización y conservación específicas para las praderas de *Z. marina* con el fin de evaluar el estado de conservación de las praderas marinas y asegurar su persistencia.









# Conclusiones

---



Este trabajo investiga las características biológicas, la biodiversidad ficológica, así como el estado de conservación y las amenazas en las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica. Tiene como fin dar a conocer su distribución, extensión y hábitat, así como caracterizar las plantas de *Z. marina* y la diversidad florística que albergan. Además, analiza la variabilidad temporal de las características biológicas de *Z. marina* y de su flora acompañante. Finalmente, se valora el estado de conservación de las praderas de *Z. marina* y las actividades antrópicas que amenazan su conservación, proporcionando información para su protección y gestión. Se ha estructurado en cuatro capítulos acordes a los objetivos planteados.

Se muestrearon 3097 puntos georreferenciados en 55 praderas de 17 sectores/rías de Galicia, desde abril de 2014 hasta agosto de 2017 en un intervalo de profundidad +1 m hasta 4 m. En los muestreos se localizaban las praderas y se estimaba la cobertura (%) de *Z. marina* y la flora asociada mediante cuadrados de 0.25 m<sup>2</sup> distribuidos en transectos. La densidad (haces·m<sup>-2</sup>) se obtuvo contando el número de haces vivos erectos dentro de 5 subcuadrados de 0.0625 m<sup>2</sup>. Además, en cada cuadrado de 0.25 m<sup>2</sup> fueron recolectados 10 haces para estudiar su biometría en el laboratorio (longitud y anchura de la hoja) así como comprobar su estado reproductor. Se recogió una muestra de 90 cm<sup>3</sup> de sedimento en cada pradera y se analizó su granulometría. La flora recolectada (sustrato y epifita) fue identificada en campo y cotejada en el laboratorio, atendiendo a la composición florística por grupos taxonómicos. Se seleccionaron seis hojas al azar por cuadrado y se consideró el porcentaje de cobertura de cada especie algal sobre *Z. marina* en la zona distal, media y basal de la hoja. Se han estudiado 275 muestras, medido 2750 hojas de *Z. marina* y analizado los epifitos de 1650 hojas.

#### Biología y distribución de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

Se han localizado un total de 48 praderas de *Zostera marina* en 13 sectores/rías, siendo 13 praderas detectadas por primera vez en este estudio. Las praderas de *Z. marina* en el noroeste de la península ibérica ocupan un área total de 5.8 km<sup>2</sup>, generalmente en el submareal somero, aunque también en el intermareal. Cabe destacar que el noroeste de la península ibérica alberga el 61.5% del total de la extensión conocida de praderas de *Z. marina* en la península ibérica. Se encontraron praderas de mayor tamaño en los sectores del sur que los del norte, probablemente porque las rías y ensenadas del sur son más extensas. La Ría de Arousa comprende el 69% de la extensión total de praderas de *Z. marina*, particularmente alrededor de la isla de la Toxa. Las praderas fueron localizadas desde la parte interna hasta la parte media de las rías, donde encuentran la protección necesaria ante la acción del oleaje que permite el anclaje y persistencia de los rizomas de *Z. marina* en el sustrato blando. El porcentaje de cobertura de *Z. marina* tuvo valores medio-bajos (26-50%) en la mayor parte de la extensión (4.65 km<sup>2</sup>). Esto implica que el 80% de las praderas de *Z. marina* en el noroeste de España son vulnerables a alteraciones físicas. La densidad de los haces osciló entre 70-390 haces·m<sup>-2</sup>. El tamaño de las hojas de *Z. marina* varió entre 19.96-72.65 cm de longitud y 4.86-8.33 mm de anchura. Se observaron flores de *Z. marina* en 16 praderas, todas ellas en los meses de verano. La estimación del área potencial que podría ser ocupada por las praderas de *Z. marina* indica que la extensión en el

noroeste ibérico podría alcanzar un 110% más que la extensión total ocupada en la actualidad. El desplazamiento de organismos marinos hacia latitudes superiores como consecuencia del calentamiento global hace que las poblaciones de *Z. marina* de la península ibérica sean las más susceptibles a la extinción local, ya que se encuentran en el límite sur de distribución europeo. Por ello, son relevantes para la conservación de la especie y tienen que ser consideradas en futuros planes de conservación.

#### Biodiversidad ficológica de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

Se presenta un listado florístico de las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica de 204 especies, incluyendo estadios de ciclos de vida heteromórficos: 4 Cyanobacteria, 131 Rhodophyta, 44 Ochrophyta, 24 Chlorophyta y 1 Tracheophyta.

Algunas de las especies presentaron interés corológico al completar el conocimiento de la flora gallega, como: *Aglaothamnion cordatum*, *Asperococcus scaber*, *Bonnemaisonia hamifera* y su fase esporofítica *Trailiella intricata*, *Calothrix consociata*, *Centroceras gasparrinii*, *Cladosiphon zosterae*, *Chrysomenia wrightii*, *Dictyota cyanoloma*, *Gayliella mazoyerae*, *Gracilaria dura*, *Plocamium cf. ovicorne*, *Rhodophysema georgei* y *Ulva rhacodes*.

Un total de 189 especies de flora asociada al sustrato de las praderas de *Zostera marina* han sido identificadas en este estudio. Las praderas de *Z. marina* albergan el 30% de la flora registrada en Galicia, lo que pone en evidencia el valor ecológico de las praderas. Sin embargo, el entramado o red que forman de hojas y rizomas de *Z. marina* favorece el asentamiento de especies alóctonas, las cuales pueden ser abundantes.

La flora asociada al sustrato de las praderas de *Zostera marina* fue muy variable. Se han detectado diferencias significativas en la cobertura, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon de la flora del sustrato entre rías (Ferrol, Ares-Betanzos, Arousa y Vigo) y entre posiciones dentro de la ría. La riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon registraron el valor máximo en la ría de Ferrol y el mínimo en la ría de Ares. Se ha observado un gradiente descendiente en la riqueza específica y del índice de diversidad de Shannon desde el exterior al interior de las rías, reflejando la preferencia de las macroalgas por las praderas marinas con condiciones oceánicas con respecto a las praderas con condiciones estuáricas. Se registraron 73 especies en la zona externa, 54 en la semi-externa, 53 en la semi-interna y 34 en la interna. Además, en función de las posiciones que se comparen, variaba el grupo de especies representativas. *Ulva australis* fue la especie que más contribuyó a la disimilaridad seguida de *Ectocarpus siliculosus*, *Gracilaria gracilis* y *Ulva rigida*. *Dictyota dichotoma* y *Ulva rigida* estuvieron presentes en los dos sectores más externos de las rías. *Dasysiphonia japonica* sólo estuvo presente en la parte externa de las rías. *Ectocarpus siliculosus*, *Ceramium secundatum*, *Colaconema daviessi* y *Feldmannia mitchelliae* se recolectaron con mayores coberturas en la zona semi-interna, la cual está formada únicamente por las praderas de la ría de Ares-Betanzos, y en menor medida en la zona externa. *Z. noltei* estuvo presente en la ría de Ares-Betanzos y la ría de Ortigueira, formando praderas mixtas junto a *Z. marina*.

Las hojas de *Zostera marina* mostraron una elevada riqueza específica (61 especies) que comprende casi el 10% de la flora gallega. Es más elevada que en otras áreas del Atlántico, exceptuando las praderas canarias. Sin embargo, la diversidad de epifitos es baja comparada con la observada en la flora del sustrato o en otros hábitats bentónicos. Probablemente este hecho esté relacionado con el corto periodo de vida medio de las hojas de *Z. marina* (88 días), los cambios físico-químicos durante el crecimiento y/o las condiciones ambientales estresantes de las plantas de *Z. marina*. La mayor parte de especies epifíticas también pueden ser encontradas creciendo sobre el sustrato sedimentario adyacente a las praderas marinas, como, por ejemplo, *Cutleria multifida* o *Hincksia spp.* Nueve especies han sido encontradas exclusivamente como epifitos sobre las hojas: *Cladosiphon zosterae*, *Ectocarpus fasciculatus*, *E. siliculosus*, *Feldmannia globifera*, *Litosiphon laminariae*, *Myriotrichia clavaeformis*, *Pneophyllum fragile*, *Polysiphonia fibrillosa* y *Rhodophysema georgei*. Además, algunas especies son exclusivas de las hojas de fanerógamas marinas (*Cladosiphon zosterae*) o de las hojas de *Z. marina* (*Rhodophysema georgei*). Estas especies ponen en valor las praderas marinas en el noroeste de la península ibérica. Gran parte de las especies registradas sólo fueron encontradas como estadios juveniles. Los propágulos pueden provenir de la pradera o de otros tipos de comunidades adyacentes, lo cual explicaría el elevado número de especies que fueron observadas sólo como estadios juveniles ya que las hojas son un sustrato inapropiado para los estadios adultos de algas de gran porte. La flora epifita fue muy variable en cobertura, riqueza específica y diversidad tanto entre rías, como entre posiciones dentro de las rías. Las praderas de la ría de Ferrol registraron las mayores coberturas seguidas de las praderas de Arousa, Ares-Betanzos y Vigo. Tanto la riqueza específica como el índice de diversidad de Shannon fueron mayores en la Ría de Ferrol, seguida de Ares-Betanzos, Vigo y Arousa. Con respecto a la posición de las praderas en las rías, se observaron diferencias significativas que sin embargo no se correspondieron con un gradiente claro para cobertura, riqueza específica o índice de diversidad. *Pneophyllum fragile* fue la especie que más contribuyó a la disimilaridad entre las posiciones dentro de las rías, seguida de *Colaenema daviesii* y *Ectocarpus siliculosus*.

#### Monitorización temporal de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

La cobertura y densidad de *Zostera marina* en dos praderas estudiadas de la Ría de Ferrol mostró un claro patrón temporal, con valores mínimos de cobertura en los meses más fríos y valores máximos en los meses más cálidos. Sin embargo, se produjo un desfase entre el mes con temperatura máxima (julio) y el mes donde se registró la cobertura máxima (agosto). Por otro lado, la diferencia en la cobertura entre las dos praderas estudiadas podría relacionarse con diferencias en el hidrodinamismo de ambas praderas. La densidad fue similar en ambas praderas, siendo mínima en enero y julio.

La altura y anchura de las hojas de *Zostera marina* presentaron un patrón temporal, registrando los mayores valores durante los meses de temperaturas más elevadas, aunque la altura registró un desfase temporal ya que las mayores alturas se alcanzaron con posterioridad a la máxima temperatura y cuando ésta ya había comenzado a decrecer (septiembre-octubre).



La longitud mínima se observó en marzo-abril (dependiendo de las localidades), mientras que la longitud máxima se alcanzó en septiembre-octubre. El valor máximo de anchura se observó en ambas praderas en agosto y mínimo en enero-febrero.

La presencia de flores en la pradera de Felipe podría estar relacionada con la temperatura. No se encontraron estructuras reproductoras sexuales en la pradera de Piedra de la Reina.

Las 128 especies de macroalgas, tanto asociadas al sustrato (112) como epifitas en las hojas de *Zostera marina* (54), halladas en la ría de Ferrol denotan una elevada riqueza específica, suponiendo más del 20% de la flora registrada en Galicia. La flora asociada al sustrato de las praderas de *Z. marina* varió a lo largo del año, con mayor número de especies entre abril y junio. Los períodos donde se ha observado una menor diversidad total de especies (junio-septiembre) coinciden con los períodos en que las praderas presentan mayores densidades, sugiriendo una interacción entre el desarrollo estacional de *Z. marina* y las macroalgas que cohabitan en las praderas. La cobertura macroalgal, la riqueza específica y el índice de diversidad de Shannon fueron mayores en Piedra de la Reina que en Felipe. El número de especies totales es mayor en Piedra de la Reina (95) que en Felipe (88). La mayor cobertura de flora asociada en Piedra de la Reina podría estar relacionada con la menor cobertura de *Z. marina* en esta misma localidad, y viceversa en Felipe, sugiriendo de nuevo la interacción entre las praderas y la flora asociada. *Ulva australis*, *Dasysiphonia japonica* y *Stenogramma interruptum* contribuyeron entre las tres a más del 25% de la disimilaridad entre ambas localidades. Las especies alóctonas *U. australis*, *Dasysiphonia japonica*, *Bonnemaisonia hamifera* y *Sargassum muticum* fueron cuatro de las 13 especies que explicaban las diferencias entre las praderas. El número de especies alóctonas registradas (10) en las praderas del golfo Ártabro demostró de nuevo la afinidad de las especies alóctonas por las praderas.

Las especies epifitas en las hojas de *Zostera marina* desarrollan un proceso de sucesión a lo largo del año. El número de algas epifitas siguió un patrón temporal similar al ocurrido en las especies asociadas al sustrato, con un aumento del número de especies a partir de abril y una disminución a partir de septiembre. Sin embargo, este patrón no es tan evidente como en la flora del sustrato posiblemente debido a la vida corta de la mayoría de las especies epifitas. La parte distal de las hojas registró un mayor número de especies epifitas, ya que al ser la zona más vieja de la hoja es la primera en ser colonizada. Las especies registradas en las hojas de *Z. marina* de ambas localidades fueron mayoritariamente filamentosas y con ciclos de vida cortos. Los mayores valores tanto de la riqueza específica como del índice de diversidad de Shannon que se registraron en las hojas de *Z. marina* de la pradera de Piedra de la Reina, podrían estar relacionados con los mayores valores de la altura de las hojas, a diferencia de las menores longitudes de las hojas de la pradera de Felipe. El número total de especies de flora epífita registrada (54) en las hojas de *Z. marina* de las praderas de Felipe y Piedra de la Reina es superior a la registrada en otras praderas más septentrionales pero inferior al número de especies registradas en las praderas canarias.

### Estado de conservación de las praderas de *Zostera marina* en el noroeste ibérico

El 98% de las praderas de *Zostera marina* del noroeste de la península ibérica se localizan dentro de áreas marinas protegidas, incluyendo sitios Natura 2000, zonas RAMSAR y un Parque Nacional. Se seleccionaron 15 praderas de *Z. marina* para ser propuestas para su conservación, las cuales no están actualmente incluidas en áreas protegidas y poseen características que las convierten en las candidatas idóneas para ser protegidas. Han sido seleccionadas porque son praderas mixtas formadas por *Z. noltei* y *Z. marina*, porque son el hábitat de dos especies de caballitos de mar amenazados, porque son zonas de cría de especies de interés pesquero, porque son manchas de praderas aisladas con un elevado riesgo de desaparición o porque poseían coberturas de *Z. marina* inferiores al 60%. Las praderas seleccionadas para ser protegidas comprenden sólo el 1.38% de la extensión total. La baja extensión para proteger contrasta con los beneficios que proporcionaría tanto a las praderas de *Zostera* como a la fauna que alberga. La protección real de las praderas de *Z. marina* en el noroeste de España supondría una mejora de su estado de conservación y, por extensión, del hábitat circundante y de las especies que lo habitan.

Siete praderas de *Zostera marina* han desaparecido en el noroeste de España. Todas ellas comprendían manchas de tamaño crítico (32-100 m<sup>2</sup>), lo que las hacía más vulnerables a la extinción que praderas de grandes extensiones. Además de su pequeño tamaño, la causa definitiva de la desaparición de estas siete praderas difiere y está probablemente relacionada tanto con procesos naturales como con impactos antropogénicos. La reducción de las praderas de *Z. marina* es un fenómeno detectado a escala global pero la ausencia de datos cartográficos previos de las praderas del noroeste ibérico nos permite visualizar tendencias temporales. Las principales causas de la reducción de las praderas de *Z. marina* son el calentamiento global, la eutrofización, las invasiones biológicas o los contaminantes. Las praderas marinas del noroeste ibérico además de estar afectadas por los anteriores procesos, tienen la particularidad de compartir emplazamiento con áreas de elevada explotación marisquera que se traduce en pisoteo y arranque de la planta, transporte de sedimentos, incremento de la turbidez, etc... Las actividades marisqueras son consideradas como tradicionales por parte de la administración, son muy relevantes en la economía regional y se permiten incluso en áreas protegidas. A pesar de que la mayoría de las praderas marinas en el noroeste de la península ibérica están dentro de áreas protegidas, su gestión actual no garantiza su conservación. Se deben implementar regulaciones que compatibilicen la explotación tradicional y la conservación de praderas marinas. Estas regulaciones deberían incluir programas de monitorización para valorar las tendencias del hábitat de las praderas y asegurar su conservación.



## Referencias

---



- Ackerman JD (2006) Sexual reproduction of seagrasses: pollination in the marine context. En: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp 89-109.
- Alejo I, Alcántara-Carrió J, Diz P, Francés G, Nombela MA, Vilas F (1999) Los sedimentos del submareal adyacente al sistema Playa-Barrera-Lagoon de Louro (Galicia, N.O. de España). *Thalassas* 15: 53-60.
- Álvarez I, Gómez-Gesteira M, De Castro M, Gómez-Gesteira JL, Dias JM (2010) Summer upwelling frequency along the western Cantabrian coast from 1967 to 2007. *Journal of Marine Systems* 79:218–226.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 214 pp.
- Ballesteros E, Catalán J (1984) Flora y vegetación marina y litoral del Cabo de Gata y el Puerto de Roquetas de Mar (Almería). Primera aproximación. *Anales de la Universidad de Murcia* 42: 237-276.
- Bañón R (2017) *Inventario de la biodiversidad marina de Galicia: Proyecto LEMGAL*. Consellería do Mar, Dirección Xeral de Desenvolvemento Pesqueiro. Santiago de Compostela.
- Barañano C, Fernández E, Méndez G, Troncoso JS (2017) Resilience of *Zostera marina* habitats and response of the macroinvertebrate community to physical disturbance caused by clam harvesting. *Marine Biology Research* 13:955-966.
- Bárbara I (1994) *Las comunidades de algas bentónicas marinas en la bahía de La Coruña y ría del Burgo*. Universidad de Santiago de Compostela. Tesis doctoral en microfichas nº 357: 411pp. D.L. B-9137/94. ISBN: 84-8121-084-6.
- Bárbara I, Cremades J, Pérez-Cirera JL (1995) Zonación de la vegetación bentónica marina en la Ría de A Coruña (N.O. de España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 5: 5-23.
- Bárbara I, Cremades J, Calvo S, López-Rodríguez MC, Dosil J (2005) Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 62(1): 69-100.
- Bárbara I, De Clerck O, García-Redondo V, Peña V, García-Fernández A, Peteiro C, Sánchez N (2015). Nuevas citas y adiciones corológicas para la flora bentónica marina del Atlántico Ibérico. *Acta Botánica Malacitana* 40: 191-198.
- Bárbara I, Díaz Tapia P, Araújo R, Peña Freire V, Berecibar E, Cremades J, Freire O, Baamonde S, Novo T, Calvo S, López Rodríguez MC, Afonso Carrillo J, De Clerck O, Santos R, Sousa Pinto I, Tibaldo M, Lagos V, López C, Secilla A, Santolaria A, Díez I, Veiga J (2006) Adiciones corológicas y correcciones a la flora bentónica marina del norte de la Península Ibérica. *Nova Acta Científica Compostelana* 15:77-88.
- Bárbara I, Peña V, García-Redondo V, Díaz-Tapia P, García-Fernández A, Lugilde J., Piñeiro-Corbeira C (2016). Nuevas citas y registros corológicos para la flora bentónica marina del noroeste ibérico. *Acta Botánica Malacitana*, 41: 247-289.
- Bárbara I, Peteiro C, Peña V, Altamirano M, Piñeiro-Corbeira C, Sánchez N, Díaz-Tapia P, García-Redondo V, García-Fernández A, Zanolli M (2014). Adiciones florísticas y aportaciones corológicas para la flora bentónica marina del Atlántico ibérico. *Acta Botánica Malacitana* 39: 207-237.

- Blott SJ, Pye K (2001) GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- BOE (1982) Instrumento de adhesión, de 18 de marzo, al Convenio relativo a Humedales de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas, hecho en Ramsar el 2 de febrero de 1971. *Boletín Oficial del Estado (BOE)* 199, sec. I, 22472-22474.
- BOE (2007) Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado (BOE)* 299, sec. I, 51275-51327.
- BOE (2011) Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado (BOE)* 46, sec. I, 20912-20951.
- Borowitzka MA, Lavery PS, Van Keulen M (2006) Epiphytes of Seagrasses In: Larkum A, Orth RJ, Duarte C (eds.) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. 441-461. The Netherlands.
- Boström C, Baden S, Bockelmann A, Dromph K, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause - Jensen D, Möller T, Nielsen SL, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E (2014) Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 24:410-434.
- Boström C, Roos C, Rönberg O (2004) Shoot morphometry and production dynamics of eelgrass in the northern Baltic Sea. *Aquatic Botany* 79:145-161.
- Brakel J, Werner FJ, Reusch TBH, Bockelmann AC (2014) Current European *Labyrinthula zosterae* are not virulent and modulate seagrass (*Zostera marina*) defense gene expression. *PLOS ONE* 9(4): e92448.
- Brodie J, Maggs CA, John DM (2007) *Green Seaweeds of Britain and Ireland*. British Phycological Society, Dunmurry, 242 pp.
- Brodie JA, Irvine LM (2003) *Seaweeds of the British Isles, vol. 1 Rhodophyta, part. 3B Bangiophycidae*. British Museum (Natural History). London, 161 pp.
- Bueno Sánchez Á, Fernández Prieto JA, Peón Torre P, García Díaz S, Sánchez Corominas T, Vázquez VM (2015) Asturias. En: Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO-IEL-UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 531-566.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350: 46-72 doi:10.1016/j.jembe.2007.06.024.
- Cabaço S, Santos R (2010) Reproduction of the eelgrass *Zostera marina* at the species southern distributional limit in the Eastern Atlantic. *Marine Ecology* 31:300-308 doi:10.1111/j.1439-0485.2009.00331.x.
- Cacabelos E (2005) *Cartografía bionómica de las poblaciones macrobentónicas de sustratos blandos de la Ensenada de San Simón (Galicia)*. Universidad de Vigo. 614 pp.
- Cacabelos E, Gestoso L, Troncoso JS (2008) Macrobenthic fauna in the Ensenada de San Simón (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88:237-245 doi:10.1017/S0025315408000660.



- Cacabelos E, Lourido A, Troncoso JS (2010) Composition and distribution of subtidal and intertidal crustacean assemblages in soft-bottoms of the Ria de Vigo (NW Spain). *Scientia Marina* 74:455-464 doi:10.3989/scimar.2010.74n3455.
- Cacabelos E, Quintas P, Troncoso JS, Bárbara I, García Redondo V, Cremades J, Garmendia JM, Puente A, Recio M, Ondiviela B (2015a) Las praderas marinas de España: una visión general. La biodiversidad de las praderas españolas: Atlántico norte. En: Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO-IEL-UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 87-91.
- Cacabelos E, Quintas P, Troncoso JS, Sánchez J, Amigo J, Romero I, García Redondo V, Cremades J, Bárbara I (2015b) Galicia. En: Ruiz JM, Guillén JE, Otero MM, Ramos Segura A (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO-IEL-UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 489-530.
- Cardinal A. (1964) Etude sur les Ectocarpacées de la Manche. *Nova Hedwigia*, 15: 1-86.
- Ceccherelli G, Cinelli F (1997) Short-term effects of nutrient enrichment of the sediment and interactions between the seagrass *Cymodocea nodosa* and the introduced green alga *Caulerpa taxifolia* in a Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 217(2): 165-177. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00050-6](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00050-6).
- Clarke KR, Gorley RN (2006) *PRIMER v6: Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Cochón G, Sánchez J (2005) Variations of seagrass beds in Pontevedra (northwestern Spain): 1947-2001. *Thalassas* 21(2):9-19.
- Coyer JA, Hoarau G, Kuo J, Tronholm A, Veldsink J & Olsen JL (2013) Phylogeny and temporal divergence of the seagrass family Zosteraceae using one nuclear and three chloroplast loci. *Systematics and Biodiversity* 11(3): 2171-284.
- Cremades J, Bárbara I, Veiga AJ (2004) Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian Peninsula). *Thalassas* 20(2): 69-80.
- Cullinane J, O' Mahony J, Whelan P (1985) Algal epiphytes of subtidal *Zostera marina* L. on the South Coast of Ireland. *Cryptogamie: Algologie*. VI (4): 239-251.
- Cunha AH, Assis JF, Serrão EA (2013) Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany* 104:193-203 doi:10.1016/j.aquabot.2011.08.007.
- Currás A (1990) *Estudio de la fauna bentónica de la Ría del Eo (Lugo)*. Universidad de Santiago.
- Currás A, Mora J (1991) Comunidades bentónicas de la Ría del Eo. (Galicia-Asturias, NW España). *Cahiers de Biologie Marine* 32:57-81.
- Currás A, Sánchez-Mata A, Mora J (1993) Estudio comparativo de la macrofauna bentónica de un fondo de *Zostera marina* y un fondo arenoso libre de cubierta vegetal. *Cahiers de Biologie Marine* 35:91-112.
- Dale A, McAllen R, Whelan P (2007) *Management considerations for subtidal Zostera marina beds in Ireland vol 28*. Irish Wildlife Manual. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.
- Davison DM, Hughes DJ (1998) *Zostera Biotopes vol I. An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project).

- Decreto 72/2004 de la Xunta de Galicia, de 2 de abril de 2004, por el que se declaran determinados Espacios como Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales. *Diario Oficial de Galicia*.
- Decreto 37/2014 de la Xunta de Galicia, de 27 de marzo de 2014, por el que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria de Galicia y se aprueba el Plan director de la Red Natura 2000 de Galicia. *Diario Oficial de Galicia*.
- de Paz L, Neto JM, Marques JC, Laborda AJ (2008) Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): implications for environmental management. *Marine Environmental Research* 66:288-299.
- den Hartog C (1970) *The Seagrasses of the World*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam.
- den Hartog C, Kuo J (2006) Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. En: Larkum AWD, Orth RJ, C.M. D (eds) *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Springer Dordrecht, 503-536.
- Díaz-Tapia P, Bárbara I, Díez I (2013) Multi-scale spatial variability in intertidal benthic assemblages: Differences between sand-free and sand-covered rocky habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 133: 98-108.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 206/7.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* 327/1.
- Dixon PS, Irvine LM (1977) *Seaweeds of the British Isles, vol. 1 Rhodophyta, part. 1 Introduction, Nemaliales, Gigartinales*. British Museum (Natural History). London, 252 pp.
- Donze M (1968) The vegetation algal of the Ría de Arosa (NW, Spain). *Blumea* 16:159-192.
- Duarte C (1999) Seagrass ecology at the turn of the millennium: challenges for the new century. *Aquatic Botany* 65:7-20.
- Duarte C (2002) The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29:192-206 doi:10.1017/S0376892902000127.
- Duarte CM (2004) How can beaches be managed with respect to seagrass litter? En: Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (eds) *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. The Monitoring and Managing of European Seagrass project*. 83-84.
- Duarte CM, Chiscano CL (1999) Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany* 65:159-174 doi:10.1016/S0304-3770(99)00038-8.
- Duarte CM, Fourqurean JW, Krause-Jensen D, Olesen B (2006) Dynamics of seagrass stability and change. En: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 271-294.
- Duarte CM, Kirkman H (2001) Chapter 7: Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. En: Short FT, Coles RG (eds) *Global seagrass research methods*, Elsevier Science B.V., Amsterdam.

- Emmett Duffy J (2006) Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 311:233-250.
- Engle JM, Miller KA (2003) Distribution and morphology of eelgrass (*Zostera Marina* L.) at the California Channel Islands. En: Garcelon DK, Schween CA (eds) *Proceedings of the Sixth California Islands Symposium, Arcata (CA)*. Institute for Wildlife Studies, 405-414.
- Esquete P, Moreira J, Troncoso JS (2011) Peracarid assemblages of *Zostera* meadows in an estuarine ecosystem (O Grove inlet, NW Iberian Peninsula): spatial distribution and seasonal variation. *Helgoland Marine Research* 65:445-455 doi:10.1007/s10152-010-0234-z.
- Fang C, Zhang P, Wang X, Zhao J, Li W (2018) Seasonal variation in leaf age structure of the eelgrass *Zostera marina* on the eastern coast of the Shandong Peninsula, China. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 21(1):70-81.
- Fischer-Piette E, Seoane-Camba J (1962) Écologie de la ria type: la Ria del Barquero. *Bulletin de l'Institut Oceanographique*:1-36.
- Fletcher RL (1987) *Seaweeds of the British Isles, vol. 3 Fucophyceae (Phaeophyceae), part. 1*. British Museum (Natural History). London, 359 pp.
- Folk RL, Ward WC (1957) Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27: 3-26.
- Fonseca MS, Uhrin AV (2009) The Status of Eelgrass, *Zostera marina*, as Bay Scallop Habitat: Consequences for the Fishery in the Western Atlantic. *Marine Fisheries Review* 71(3): 20-33.
- García-Fernández A, Bárbara I (2016) Studies of *Cystoseira* assemblages in Northern Atlantic Iberia. *Anales Jardín Botánico de Madrid* 73(1): e035 doi: <http://dx.doi.org/10.3989/ajbm.2403>.
- García-Redondo V, Bárbara I, Díaz-Tapia P (2017) Las praderas de *Zostera marina* L. del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia y territorios adyacentes: distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana* 24: 1-12.
- García-Redondo V, Bárbara I, Díaz-Tapia P (2018a) Biodiversity of epiphytic macroalgae on *Zostera marina* leaves in the northwestern Iberian Peninsula. *Enviado a Anales del Real Jardín Botánico*.
- García-Redondo V, Bárbara I, Díaz-Tapia P (2018b) Distribution and conservation of *Zostera marina* meadows in the northwestern Spain. *Enviado a Biodiversity and Conservation*.
- GESHA (2005) *Cartografiado bionómico del litoral de Cantabria*. Gobierno de Cantabria.
- González N (1976) Contribución al estudio del espiritismo en *Zostera marina* L. (Zosteraceae) en la Playa de las Canteras (Gran Canaria). *Botánica macaronesica* 2: 59-67.
- Green EP, Short FT (2003) *World Atlas of Seagrasses*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Greve TM, Binzer T (2004) Which factors regulate seagrass growth and distribution? En: Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (eds) *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. The Monitoring and Managing of European Seagrass project*, 19-23.
- Guillén JE, Otero MM (2015) Gestión y conservación. En: Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 80-85.
- Gutián Rivera P (1989) *Ecosistemas litorales del noroeste de la península Ibérica: complejos de vegetación psamófila e higrófila*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

- Guiry MD, Guiry GM (2017) AlgaeBase. National University of Ireland. <http://www.algaebase.org>.
- Hauxwell J, Cebrián J, Furlong C, Valiela I (2001) Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology* 82(4): 1007-1022.
- Hemminga MA, Duarte CM (2000) *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hily C, van Katwijk MM, den Hartog C (2003) The seagrasses of Western Europe. En: Green EP, Short FT (eds) *World atlas of seagrasses*. University of California Press, Berkeley, pp 38-47.
- van den Hoek C, Donze M (1966) A contribution to the knowledge of *Ulva rhacodes* (Chlorophyceae, Ulotrichales). *Nova Hedwigia* 10: 495-498.
- Homziak J, Fonseca MS, Judson Kenworthy W (1982) Macrobenthic Community Structure in a Transplanted Eelgrass (*Zostera marina*) Meadow. *Marine Ecology Progress Series* 9:211-221.
- INTECMAR (2017). <http://www.intecmar.gal/MultiParam/Default.aspx> Accedido el 12/05/2018.
- Irvine LM & Chamberlain YM (1994) *Seaweeds of the British Isles, vol. 1 Rhodophyta, part. 2B Corallinales, Hildenbrandiales*. British Museum (Natural History). London, 276 pp.
- Irvine LM (1983) *Seaweeds of the British Isles, vol. 1 Rhodophyta, part. 2A Cryptonemiales (sensu stricto), Palmariales, Rhodymeniales*. British Museum (Natural History). London, 115 pp.
- ISSGA (2012) *Guía de boas prácticas ISSGA-Saúde laboral no marisqueo a pé*.
- Izco J, Sánchez JM (1996) Los medios talofíticos de la Ría de Ortigueira (A Coruña, España): vegetación de dunas y marismas. *Thalassas* 12:63-100.
- Jacobs RPWM, Pierson ES (1981) Phenology of reproductive shoots of eelgrass, *Zostera marina* L. at Roscoff (France). *Aquatic Botany* 10:45-60.
- Johnson MP, Edwards M, Bunker F, Maggs CA (2005) Algal epiphytes of *Zostera marina*: variation in assemblage structure from individual leaves to regional scale. *Aquatic Botany* 82: 12-26.
- Kemp WM, Batiuk R, Bartleson R, Bergstrom P, Carter V, Gallegos CL, Hunley W, Karrh L, Koch EW, Landwehr JM, Moore KA, Murray L, Naylor M, Rybicki N, Stevenson JC and Wilcox DJ (2004) Habitat requirements for submerged aquatic vegetation in Chesapeake Bay: Water quality, light regime, and physical-chemical factors. *Estuaries* 27: 363-377.
- Kim HS, Lee IK (1992a) Morphotaxonomic Studies on the Korean Ectocarpaceae (Phaeophyta) I. Genus *Ectocarpus* Lyngbye. *The Korean Journal of Phycology* 7(2):225-242.
- Kim HS, Lee IK (1992b) Morphotaxonomic Studies on the Korean Ectocarpaceae (Phaeophyta) II. Genus *Hincksia* J.E Gray. *The Korean Journal of Phycology* 7(2):243-256.
- Kim HS, Lee IK (1994) Morphotaxonomic Studies on the Korean Ectocarpaceae (Phaeophyta) III. Genus *Feldmannia* Hamel, specially referred to Morphogenesis and Phylogenetic relationship among related genera. *The Korean Journal of Phycology* 9(2):153-168.
- Krause-Jensen D, Pedersen M, Jensen C (2003) Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26(4): 866-877.
- Krause-Jensen D, Quaresma AL, Cunha AH, Greve TM (2004) How are seagrass distribution and abundance monitored? En: Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (eds) *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. The Monitoring and Managing of European Seagrass project*, 45-53.

- Kwak SN, Huh SH (2009) Seasonal variation in the biomass of eelgrass (*Zostera marina*) and epiphytic algae in two eelgrass beds around Namhae Island in Korea. *Fisheries and Aquatic Sciences* 12(3):219-226.
- Laugier T, Rigollet V, de Casabianca ML (1999) Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany* 63: 51–69.
- Lee KS, Park SR, Kim JB (2005) Production dynamics of the eelgrass *Zostera marina* in two bay systems on the south coast of the Korean peninsula. *Marine Biology* 147:1091-1108.
- Lee KS, Park SR, Kim YK (2007) Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350:144-175 doi:10.1016/j.jembe.2007.06.016.
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74: 13-34.
- Mabrouk L, Ben Brahim M, Hamza A, Bradai, M. (2015) Temporal and spatial zonation of macroepiphytes on *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves in a meadow off Tunisia. *Marine Ecology* 36: 77-92. doi:10.1111/maec.12118.
- Macreadie PI, Jarvis J, Trevathan - Tackett S M, Bellgrove A (2017) Seagrasses and Macroalgae: Importance, Vulnerability and Impacts. En: Phillips BF, Pérez - Ramírez M (eds.) *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture*. doi:10.1002/9781119154051.ch22.
- Maggs CA, Hommersand MH (1993) *Seaweeds of the British Isles, vol. 1 Rhodophyta, part. 3A Ceramiales*. British Museum (Natural History). London, 444 pp.
- MARBIPP. 2006. Marine biodiversity patterns and processes, research programme 2001-2006. [www.marbipp.tmbi.gu.se](http://www.marbipp.tmbi.gu.se).
- Martínez B, Viejo RM, Carreño F, Aranda SC (2012) Habitat distribution models for intertidal seaweeds: responses to climatic and non-climatic drivers. *Journal of Biogeography* 39: 1877-1890. doi:10.1111/j.1365-2699.2012.02741.x.
- Martínez Cortizas A, Castillo Rodríguez F, Pérez Alberti A, Valcárcel Díaz M, Blanco Chao R (1999) *Atlas climático de Galicia*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Mateo MÁ (2015) El valor de las praderas de angiospermas marinas. En: Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp 64-69.
- Meling-López AE, Ibarra-Obando SE (1999). Annual life cycles of two *Zostera marina* L. populations in the Gulf of California: contrasts in seasonality and reproductive effort. *Aquatic Botany* 65: 59–69.
- Meteogalicia (2013-2017) *Informe climatológico anual*. Xunta de Galicia, Consellería do Medio Ambiente y Ordenación do Territorio. Santiago de Compostela.
- Meteogalicia (2017) [www.meteogalicia.gal/web/prediccion/maritima/graficaMareas](http://www.meteogalicia.gal/web/prediccion/maritima/graficaMareas). Accedido en varias fechas desde el 2014 al 2017.
- Michael TS, Shin HW, Hanna R, Spafford DC (2008). A review of epiphyte community development: surface interactions and settlement on seagrass. *Journal Environmental Biology* 29(4): 629-638.



- Míguez BM (2003) *Descripción dinámica de la circulación en dos Rías Baixas: Vigo y Pontevedra*. Universidad de Vigo. 194 pp.
- Miranda F (1934) Materiales para una flora marina de las rías bajas gallegas. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biología* 34:165-180.
- Moore KA, Short FT (2006) *Zostera: Biology, Ecology, and Management*. En: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp 361-386.
- Moreira J, Aldea C, Troncoso JS (2010) Temporal dynamics of gastropod fauna on subtidal sandy sediments of the Ensenada de Baiona (NW Iberian Peninsula). *Helgoland Marine Research* 64:311-320 doi:10.1007/s10152-009-0186-3.
- Multer HG (1988) Growth rate, ultrastructure and sediment contribution of *Halimeda incrassata* and *Halimeda monile*, Nonsuch and Falmouth Bays, Antigua, W.I. *Coral reefs* 6: 179-186.
- Muñoz Sobrino C, García-Moreiras I, Martínez-Carreño N, Cartelle V, Insua TL, Ferreiro da Costa J, Ramil-Rego P, Fernández Rodríguez C, Alejo I, García-Gil S (2016) Reconstruction of the environmental history of a coastal insular system using shallow marine records: the last three millennia of the Cíes Islands (Ría de Vigo, NW Iberia). *Boreas* 45:729–753 doi: 10.1111/bor.12178.
- Nelson WG, Sullivan G (2018) Effects of microtopographic variation and macroalgal cover on morphometrics and survival of the annual form of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquatic Botany* 145:37-44.
- Nesti U, Piazzì L, Balata D (2009) Variability in the structure of epiphytic assemblages of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* in relation to depth. *Marine Ecology*. 30: 276-287.
- Novaczek I (1987) Periodicity of epiphytes on *Zostera marina* in two embayments of the southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Botany* 65(8): 1676-1689.
- Oeder GC, Müller OF, Vahl M, Hornemann JW, Drejer S, Schouw JF, Vahl J, Liebmann F, Steenstrup J, Lange J. (1761-1883) *Flora Danica*. The Royal Library of Denmark. Copenhagen.
- Olesen B (1999) Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size-dependence and biomass partitioning. *Aquatic Botany* 65:209-219.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Demography of shallow eelgrass (*Zostera marina*) populations – shoot dynamics and biomass development. *Journal of Ecology* 82:379-390.
- Ondiviela B, Fernández L, Puente A, García-Castrillo G, Juanes JA (2018) Characterization of a resilient seagrass meadow during a decline period. *Scientia Marina* 82(1): 67-75 doi:10.3989/scimar.04616.18A.
- Ondiviela B, García-Castrillo G, Recio M, Puente A, Juanes JA (2015) Cantabria. En: Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (eds) *Atlas de las praderas de España*. IEO-IEL-UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 567-594.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *BioScience* 56:987-996.
- OSPAR (2009). Background Document for *Zostera* beds, Seagrass beds. Biodiversity series. *OSPAR Commission*. 426/2009.

- Penedo A (1999) *Seguimiento de la macrofauna bentónica en praderas de Zostera spp. de la Ría del Eo*. Tesis de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.
- Peña Freire V (2010) *Estudio ficológico de los fondos de maërl y cascajo en el noroeste de la Península Ibérica*. Universidad de A Coruña. 626 pp.
- Pereda-Briones L, Infantes E, Orfila A, Tomas F, Terrados J (2018) Dispersal of seagrass propagules: interaction between hydrodynamics and substratum type. *Marine Ecology Progress Series* 593: 47-59.
- Pérez M, Díaz E, Ruiz JM (2015) Las angiospermas marinas En: Ruiz JM, Guillén JE, Otero MM, Ramos Segura A (eds) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO-IEL-UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 37-53.
- Pérez-Llorens JL (2004) Las praderas de *Zostera marina*. En: Luque AA, Templado J (eds) *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 157-172.
- Piñeiro-Corbeira C, Barreiro R, Cremades J (2016) Decadal changes in the distribution of common intertidal seaweeds in Galicia (NW Iberia). *Marine Environmental Research* 113: 106-115. doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.11.012.
- Prego R, Varela M (1998) Hydrography of the Artabro Gulf in summer: western coastal limit of Cantabrian seawater and wind-induced upwelling at Prior Cape. *Oceanological Acta* 21: 145-155.
- Prego R, Varela M, de Castro M, Ospina-Alvarez N, Garcia-Soto C, Gómez-Gesteira M (2012) The influence of summer upwelling at the western boundary of the Cantabrian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98:138–144.
- Procaccini G, Buia MC, Gambi MC, Perez M, Pergent G, Pergent-Martini C, Romero J (2003) The seagrasses of The Western Mediterranean. En: Green EP, Short FT (eds) *World Atlas of Seagrasses*. UNEP World Conservation Monitoring Centre, University of California Press, Berkeley, 48-58.
- Prud'Homme van Reine WF (1982) *A taxonomic revision of the European Sphacelariaceae (Sphacelariales, Phaeophyceae)*. Leiden University Press, 6: 293 pp.
- Puertos del Estado (2017) <http://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx>. Accedido el 01/05/2018.
- Quintas P (2005) *Distribución espacial y temporal de los moluscos y anélidos poliquetos asociados a las praderas de Zostera marina L. y Zostera noltii Hornem en la Ensenada de O Grove (Galicia, España)*. Universidad de Vigo. 488 pp.
- Quintas P, Rolan E, Troncoso JS (2005) Sobre la presencia de un ejemplar vivo de Hexaples trunculus en la ensenada de O Grove (Ría de Arousa, Galicia). *Sociedad Española de Malacología*. 43: 77-78.
- Quintas P, Cacabelos E, Troncoso JS (2012) Inventario de los moluscos y poliquetos asociados a las praderas de *Zostera marina* y *Zostera noltei* de la Ensenada de O Grove (Galicia, N-O España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biología* 116:113-126.
- Quintas P, Moreira J, Troncoso JS (2013) Distribution patterns of Syllidae (Annelida: Polychaeta) from seagrass (*Zostera marina* and *Z. noltei*) meadows in the Ensenada de O Grove (Galicia, NW Spain). *Scientia Marina* 77:511-523 doi:10.3989/scimar.03770.26A.



- Rey Salgado J (1993) Relación morfosedimentaria entre la Plataforma Continental de Galicia y las Rías Bajas y su evolución durante el Cuaternario. *Instituto Español de Oceanografía, Publicaciones Especiales*, 17: 1-233. ISBN: 978-84-491-0006-2.
- Reyes J, Sansón M (1996) Las algas epifitas en *Cymodocea nodosa* en El Médano, isla de Tenerife (Magnoliophyta, Cymodocea). *Vieraea* 25:45-56.
- Reyes J, Sansón M, Afonso-Carrillo J (1998) Distribution of the Epiphytes along the leaves of *Cymodocea nodosa* in the Canary Islands. *Botanica Marina* 41:543-551.
- Riosmena-Rodríguez R, Muñiz-Salazar R, López-Calderón J, Torre-Cosío J, Meling A, Talbo SL, Sage GK, Ward DH, Cabello-Pasini A (2013) Conservation status of *Zostera marina* populations at Mexican Pacific. *Advances in Environmental Research* 27:35-63.
- Rueda JL, Salas C and Marina P (2008) Seasonal variation in a deep subtidal *Zostera marina* L. bed in southern Spain (western Mediterranean Sea). *Botanica Marina* 51:92-102. doi: 10.1515/BOT.2008.016.
- Ruiz JM, Guillén JE, Ramos Segura A, Otero MM (2015) *Atlas de las praderas marinas de España*. IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga.
- Saunders GW, Bird CI (1989) Considerations of life history, morphology and taxonomy in *Rhodophysema georgii* Batters (Rhodophyta, Palmariales). *British Phycology* 24: 63-71.
- Saunders GW, McLachlan JL (1989) Taxonomic considerations of the genus *Rhodophysema* and the Rhodophysemataceae fam. nov. (Rhodophyta, Florideophycidae). *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science* 39: 19-26.
- Saunders JE, Attrill MJ, Shaw SM, Rowden AA (2003) Spatial variability in the epiphytic algal assemblages of *Zostera marina* seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series* 249:107-115.
- Secilla A (2012) La familia *Ceramiaceae* sensu lato en la costa de Bizkaia. *Guineana*, 18: 1-369.
- Short FT, Carruthers TJB, Dennison WC, Waycott M (2007) Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350:3-20 doi:10.1016/j.jembe.2007.06.012.
- Short FT, Coles R (2001) *Global Seagrass Research Methods*. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Short FT, Neckles HA (1999) The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* 63:169-196 doi:10.1016/S0304-3770(98)00117-X.
- Souto Derungs J (2012) Distribución de *Zostera marina* en las rías de Ferrol y Ares. *Informe técnico elaborado para la Sociedad Gallega de Historia Natural*, 3 pp.
- Steneck RS, Dethier MN (1994) A functional group approach to the structure of algal dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Terrados J, Borum J (2004) Why are seagrasses important? – Goods and services provided by seagrass meadows. En: Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (eds) *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. The Monitoring and Managing of European Seagrass project*. 9-10.
- Vázquez VM, Sánchez Corominas T, Peón Torre P, García Díaz S, Fernández Prieto JA (2014) Diversidad de *Zostera* L. s.l. en las costas asturianas. En: Fernández Prieto JA, Vázquez VM, Bueno Sánchez Á, Cires-Rodríguez E (eds) *Notas corológicas, sistemáticas y*

- nomenclaturales para el catálogo de la Flora Vascular del Principado de Asturias vol II. Documentos del Jardín Botánico Atlántico. Gijón, pp 276-277.*
- Vidal Romaní JR (1984) A orixe das Rías Galegas. Estado da cuestión (1886-1983). *Cuadernos da Área de Ciencias Mariñas, Seminario de Estudos Galegos* 1:13-25.
- Vilas F, Bernabéu A, Rubio B, Rey D (2010) Estuarios, rías y llanuras intermareales En: Arche Miralles A (ed) *Sedimentología. Del proceso físico a la cuenca sedimentaria*. CSIC, Madrid, p 1288.
- Whelan PM, Cullinane JP (1985) The algal flora of subtidal *Zostera* bed in Ventry Bay, Southwest Ireland. *Aquatic Botany* 23: 41-51.
- Williams SL, Smith JE (2007) A global review of the distribution, taxonomy and impacts of introduced seaweeds. *Annual review of ecology, evolution and systematics* 38(1):327-359.
- Xunta de Galicia (2017) Anuario de pesca 2017. Consellería do Mar de Xunta de Galicia. <http://www.pescadegalicia.gal/Publicaciones/AnuarioPesca2017/indice.html>. Consultado el 13/04/2018.
- Zhang PD, Liu YS, Guo D, Li WT, Zhang Q (2016) Seasonal variation in growth, morphology, and reproduction of eelgrass *Zostera marina* on the eastern coast of the Shandong peninsula, China. *Journal of Coastal Research* 32(2):315-322.





# Anexos

---







A continuación, se adjuntan dos publicaciones cuya información no está totalmente incluida en esta tesis:

1. García-Redondo V, Bárbara I, Díaz-Tapia P (2016) First Record of Sexual Structures in *Pterosiphonia Parasítica* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) from the Iberian Peninsula. *Thalassas* 32: 87-90.
2. García-Redondo V, Bárbara I, Díaz-Tapia P (2017) Las praderas de *Zostera marina* L. del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia y territorios adyacentes: distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana* 24: 1-12.



## First Record of Sexual Structures in *Pterosiphonia Parasitica* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) from the Iberian Peninsula

V. García-Redondo<sup>1</sup> · I. Bárbara<sup>1</sup> · P. Díaz-Tapia<sup>1</sup>Published online: 16 May 2016  
© Springer International Publishing Switzerland 2016

**Abstract** *Pterosiphonia parasitica* is a species of the family Rhodomelaceae that inhabits in the lower intertidal and subtidal of the Atlantic Iberian Peninsula. The first observation of spermatangial branches, procaps and cystocarps in the Iberian Peninsula is reported in this paper.

**Keywords** Life history · Reproductive morphology · Sexual reproduction · Iberian Peninsula · *Pterosiphonia parasitica* · Rhodomelaceae

### Introduction

The habit of the genus *Pterosiphonia* consists of a system of prostrate axes of indeterminate growth attached to the substrate by ventrally generated rhizoids and from which arise dorsally the erect axes of indeterminate growth with alternate branches of determinate growth. This genus contains 39 species (Guiry and Guiry 2015), easily recognized by the alternate-distichous branching pattern of erect axes. *Pterosiphonia parasitica* (Hudson) Falkenberg is distinguished from other European members of the genus because its axes are ecorticate and the erect axes produce more than 2 orders of alternate branches at regular intervals of 2 segments ((Maggs and Hommersand 1993); (Díaz-Tapia and Bárbara 2013)).

*Pterosiphonia parasitica* is widely distributed in northern Iberian Peninsula (Díaz-Tapia and Bárbara 2013), and it was

also reported in southern areas ((Ardré 1970); (Seoane-Camba 1965)). *Pterosiphonia parasitica* was mainly recorded in the lower intertidal and upper subtidal of sand-covered rocks, where it forms extensive turfs together with other filiform red seaweeds. It was registered throughout the year and is probably perennial. Despite its widespread distribution, the sexual structures were never recorded in the Iberian Peninsula. They were described in Sweden, the British Isles and Brittany, where they are occasional ((Suneson 1940); (Maggs and Hommersand 1993)). The scarcity of observations of sexual structures is usual in *Pterosiphonia*, since most of species are known only at vegetative phase and, male and female structures have been only described in 9 and 11 species, respectively (Díaz-Tapia and Bárbara 2011).

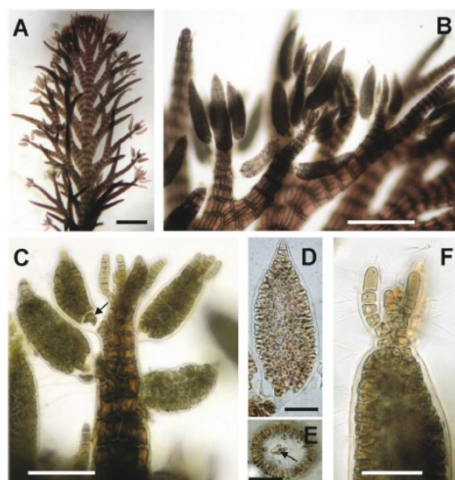
In the framework of a temporal monitoring study in two *Zostera marina* meadows in northwestern Iberian Peninsula, numerous specimens of *Pterosiphonia parasitica* were collected throughout the year. Among the studied material, specimens bearing tetrasporangia, spermatangial branches and cystocarps were occasionally observed. Considering the poor number of sexual structures observations for *P. parasitica* around its world distribution and the absence of data from Iberian Peninsula, we describe for the first time its sexual structures in the Iberian Peninsula.

### Materials & Methods

Reproductive samples of *Pterosiphonia parasitica* were found in NW Iberian Peninsula. (1) A Coruña: Ría de Ferrol, Reina's stone, (43° 27' 18" N, 008° 17' 46" W), subtidal (2 m) in *Zostera marina* meadows in a wave semi-exposed site, with spermatangial branches (16-IV-2015) SANT-Algae 29669, and cystocarps (20-II-2015) SANT-Algae 29433. Another sample was found in a revision of herbarium material, (2) A

✉ V. García-Redondo  
v.garcia@udc.es

<sup>1</sup> BioCost Research Group, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña, Campus de Zapateira, s/n, 15071 A Coruña, Spain



**Fig. 1** *Pterosiphonia parasitica* in the Iberian Peninsula, male structures. a–b. Erect axis with spermatangial branches on the apices of branches. c. Mature spermatangial branch beared on a suprabasal cell (arrow). d. Mature spermatangial branches in surface view with 3 sterile apical cells. e. Cross section of a spermatangial branch showing the axial cell (arrow), 2 pericentral cells (left part) and several spermatangial mother-cells producing spermatia. f. Mature spermatangial branch with an apical sterile branched filament. Scale bars: A = 500  $\mu$ m; B = 300  $\mu$ m; C = 100  $\mu$ m; D–F = 40  $\mu$ m

Coruña, Cala Bens (43° 21' 42" N, 008° 27' 29" W), middle intertidal in sand-covered rocks, with cystocarps and tetrasporangia (8-IX-2002) SANT-Algae 13933.

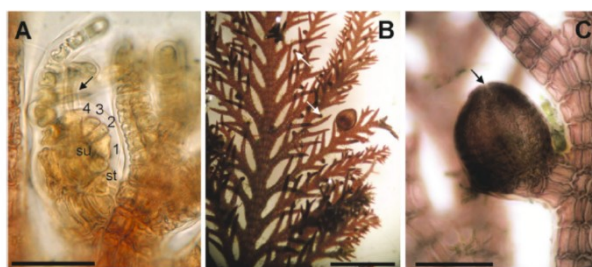
The current material was collected by SCUBA diving and samples were preserved in 4 % formalin in seawater at 4 °C and stored in the dark for later study. Furthermore, we studied 105 specimens during a herbarium revision (Portal de Datos de GBIF), mainly vegetative. In the laboratory, observations were made using the stereomicroscope and optical

microscope. Sections were made by hand using a razor blade. Permanent slides were mounted in Karo ® Syrup and preserved specimens were deposited in the herbarium of the Universidade de Santiago de Compostela (SANT).

## Results and Discussion

The iberian material of *Pterosiphonia parasitica* has spermatangial branches densely clustered at the apices of the second order branches (Fig. 1a–b). They born on a suprabasal cell and are formed on modified trichoblasts, replacing them completely (Fig. 1c). Mature spermatangial branches (Fig. 1c–e) are cylindrical, slightly curved, (110–) 137–300 (–385)  $\mu$ m long and (30–) 44–76 (–85)  $\mu$ m wide. Mature spermatangial axes consist of an axial filament, each cell of which divides 4 pericentral cells and several spermatangial mother-cells producing elliptical spermatia (3–6  $\mu$ m in diameter). Tips of spermatangial axes have 1–3 sterile apical cells. Occasionally, some spermatangial axes terminate in a sterile branched filament (Fig. 1c, f). Procarys are located on first-order branches of upper erect axes and replace the branches of second order. Procarys (Fig. 2a) consist of a supporting cell and a four-celled carpogonial branch, together with a basal and two lateral sterile cells. Mature cystocarps are placed in the mid parts of erect axes (Fig. 2b). They are ovoid (Fig. 2b–c), 275–640  $\mu$ m long and 225–530  $\mu$ m diameter, with an ostiole 50–90  $\mu$ m in diameter. Cells of the pericarp are polygonal in surface view, (13–) 16–18 (–20)  $\times$  (14–) 20–25 (–41)  $\mu$ m. Carposporangia are clavate, (11–) 13–14 (–17)  $\times$  (38–) 45–47 (–51)  $\mu$ m.

The most remarkable features of sexual structures of *Pterosiphonia parasitica* are the spermatangial branches replacing trichoblasts with 1–3 sterile apical cells, the four-celled carpogonial branches and the ovoid cystocarps. These main characteristics agree with previous observations in other species of the genus, which is characterized by a high



**Fig. 2** *Pterosiphonia parasitica* in the Iberian Peninsula, female structures. a. Procarys consisting of a supporting cell (su), with a four-celled carpogonial branch (1–4) terminated in a trichogyne (arrow) and a sterile cell (st). b. Immature cystocarps replacing the last-order branches

(arrows) and a mature cystocarp on a first-order branch. c. Ovoid cystocarp with ostiole (arrow) and the pericarp formed by polygonal cells. Scale bars: A = 40  $\mu$ m; B = 2 mm; C = 200  $\mu$ m



uniformity in the morphology of sexual structures (Díaz-Tapia and Bárbara 2013). Despite vegetative morphology of *P. parasitica* from the Iberian Peninsula has remarkable differences with specimens from northern Europe (Díaz-Tapia and Bárbara 2013) our observations of sexual structures exhibit minor differences regarding the descriptions of Suneson (1940) and Maggs and Hommersand (1993). Spermatangial branches are terminated by 1–3 sterile apical cells or a sterile branched filament, in agreement with previous observations. Likewise, the structure of procarpes and the number of cells in carpogonial branches match with the description of Suneson (1940), which consist of a supporting cell and a four-celled carpogonial branch, together with a basal and two lateral sterile cells. Cystocarps are ovoid, similar to the ones the British Isles (Maggs and Hommersand 1993), as well as to those of most species in the genus (Díaz-Tapia and Bárbara 2011). The only distinctive feature of Iberian *P. parasitica* regarding northern specimens is related with the size of sexual structures. The spermatangial branches were larger in the Iberian Peninsula (up to 385 µm long and 85 µm width) than in the British Isles (up to 300 µm long and 60 µm width). Conversely, Iberian cystocarps were a 30 % smaller than British ones (700–900 µm long, 600–775 µm width, (Maggs and Hommersand 1993)).

Concerning the timing of occurrence of the sexual structures, a defined seasonality cannot be detected in the Iberian Peninsula, as they were recorded in April (spermatangial branches), February and September (cystocarps). Conversely, in northern Europe the observations are restricted to the spring and summer ((Suneson 1940); (Maggs and Hommersand 1993)). This different temporal framework in the occurrence of reproduction could be related with latitudinal differences in environmental conditions that potentially influence the timing of the reproduction in seaweeds, such as temperature or daylength.

Reproductive structures in *Pterosiphonia parasitica* are uncommon in the Atlantic Iberian Peninsula. The revision of herbarium data (Portal de Datos de GBIF) revealed that, only 5 specimens have tetrasporangia, 1 male and 2 female structures among the 105 herbarium sheets available (104 in SANT-Algae herbarium, 1 in MA-Algae herbarium). This suggests that *P. parasitica* grows and maintains its populations mainly by vegetative propagation (Díaz-Tapia and Bárbara 2013). This is favored by the typical habit of turf-forming species, with extensive prostrate systems, that allow the expansion of the populations by vegetative growth (Hay 1981). Reproductive structures, particularly sexual ones, are occasional or even unknown in several turf-forming species, such as *Ctenosiphonia hypnoides*, *Erythrogllossum lusitanicum*, *Ophiodocladus simpliciusculus*, *Pterosiphonia ardeana*, *P. complanata*, *P. pennata*, *Polysiphonia triplinata*, *Ptilothamnion sphaericum* or *Womersleyella setacea* (Airolidi et al. 1995; (Díaz-Tapia and Bárbara 2011, 2013);

(Díaz-Tapia et al. 2009, 2013). The success of algal turfs in environments with sediment deposition is related to their capacity to reproduce vegetatively ((Norton et al. 1982), (Airolidi 1998)) and the ability to regenerate from thallus parts that can resist burial and abrasion ((Daly and Mathieson 1977), (Stewart 1983), (Airolidi and Cinelli 1997), (Díaz-Tapia and Bárbara 2005a, 2005b); (Díaz-Tapia 2013)).

**Acknowledgments** PDT acknowledges support by the postdoctoral programmes Axudas de apoio á etapa inicial de formación posdoctoral do Plan I2C (Xunta de Galicia).

## References

- Airolidi L (1998) Roles of disturbance, sediment stress and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology* 79:2759–2770
- Airolidi L, Cinelli F (1997) Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *J Exp Mar Biol Ecol* 215:269–88
- Airolidi L, Rindi F, Cinelli F (1995) Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot Mar* 38: 227–237
- Ardre F (1970) Contribution à l'étude des algues marines du Portugal. I. La Flore. Portugaliae. *Acta Biologica- Série B* 10:137–555
- Daly M, Mathieson AC (1977) The effects of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock, New Hampshire, U.S.A. *Mar Biol* 43:45–55
- Díaz-Tapia P (2013) Estudio ficológico de los hábitats rocoso-arenosos del Atlántico peninsular. Universidad de A Coruña, A Coruña
- Díaz-Tapia P, Bárbara I (2005a) Vegetación bentónica marina de la playa de Barrañán (A Coruña, Galicia). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 14:13–42
- Díaz-Tapia P, Bárbara I (2005b) Biology, populations and distribution area of the European endemic species *Ptilothamnion sphaericum* (Ceramiales, Rhodophyta) in the Iberian Peninsula. *Thalassas* 21: 17–28
- Díaz-Tapia P, Bárbara I (2011) Sexual structures in *Ptilothamnion sphaericum* and *Pterosiphonia complanata* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Atlantic Iberian Peninsula. *Bot Mar* 54(1): 35–46
- Díaz-Tapia P, Bárbara I (2013) Seaweeds from sand-covered rocks of the Atlantic Iberian Peninsula. Part 1. The Rhodomelaceae (Ceramiales, Rhodophyta). *Cryptogamic-Algologie* 34(4):352–422
- Díaz-Tapia P, Berecibar E, Bárbara I, Cremades J, Santos R (2009) Biology and taxonomic identity of *Erythrogllossum lusitanicum* (Delesseriaceae, Rhodophyta) from the Iberian Peninsula. *Bot Mar* 52(2):207–216
- Díaz-Tapia P, Bárbara I, Berecibar E (2013) Vegetative and reproductive morphology of *Polysiphonia triplinata* (Rhodomelaceae, Rhodophyta): a new record from the European Atlantic coast. *Bot Mar* 56(2):151–160
- Guiry MD, Guiry GM (2015) AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 13 November 2015
- Hay ME (1981) The functional morphology of turf forming seaweeds: persistence in stressful habitats. *Ecology* 62:739–50
- Maggs CA, Hommersand MH (1993) Seaweeds of the British Isles. Volume 1 Rhodophyta. Part 3A Ceramiales. The Natural History Museum, London, p 444

- Norton TA, Mathieson AC, Neushul M (1982) A review of some aspects of form and function in seaweeds. *Bot Mar* 25:501–10
- Portal de Datos de GBIF, [www.gbif.net](http://www.gbif.net). Searched on 13 November 2015.
- Herbario SANT Universidad de Santiago de Compostela, 100 registros; Colección de Algas (MA-Algae) Real Jardín Botánico (CSIC), 1 registro
- Seoane-Camba J (1965) Estudio sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Investig Pesq* 29:3–216
- Stewart JG (1983) Fluctuations in the quantity of sediments trapped among algal thalli on intertidal rock platforms in southern California. *J Exp Mar Biol Ecol* 73:205–11
- Suneson S (1940) Studies on the structure and the reproduction of *Pterosiphonia parasitica*. *Sven Bot Tidskr* 34:315–333

## Las praderas de *Zostera marina* L. del Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia y territorios adyacentes: distribución, abundancia y flora asociada

*Zostera marina* L. meadows from the Galician Atlantic Islands maritime-terrestrial National Park and neighboring areas: distribution, abundance and associated flora

\*VERÓNICA GARCÍA-REDONDO, IGNACIO BÁRBARA & PILAR DÍAZ-TAPIA

BioCost Research Group, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña,  
Campus de Zapateira, s/n, 15071, A Coruña, Spain  
[\\*v.garcia@udc.es](mailto:v.garcia@udc.es); [barbara@udc.es](mailto:barbara@udc.es); [pdiaz@udc.es](mailto:pdiaz@udc.es)

\*Corresponding author:

(Recibido: 04/12/2016; Aceptado: 16/01/2017; Publicado on-line: 13/02/2017)

### Resumen

Este trabajo da a conocer la distribución, extensión, características, biodiversidad y flora asociada de las praderas de *Zostera marina* en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (PNIAG) y territorios adyacentes. Se han encontrado praderas de *Z. marina* en los archipiélagos de Sálvora y Cortegada, mientras que la pradera que existía en las Islas Cíes en 1982 ha desaparecido. La extensión total de las praderas del parque alcanza 1,03 ha. La pradera de Sálvora es la que presenta mayores valores tanto de cobertura y densidad como de anchura de las hojas de *Z. marina*, mientras que las plantas de Cortegada son más altas. Se encontraron inflorescencias en las praderas de Sálvora y Cortegada. La flora asociada total (sustrato + epífitos) mostró una elevada riqueza específica, 89 especies: 60 Rhodophyta, 18 Ochrophyta y 11 Chlorophyta. Dieciocho especies epífitas fueron encontradas en las hojas de *Z. marina*.

**Palabras clave:** algas marinas, Atlántico ibérico, biodiversidad, epífitos, Galicia, Parque Nacional, praderas marinas, *Zostera marina*.

### Abstract

This work describes the distribution, extension, characteristics, biodiversity, and associated flora in the *Zostera marina* seagrass meadows from the Galician Atlantic Islands maritime-terrestrial National Park (PNIAG) and neighbouring areas. *Z. marina* meadows were found in Sálvora and Cortegada archipelago, whereas the seagrass meadow recorded in 1982 in Islas Cíes has disappeared. Total extension of meadows in the Park is 1.03 ha. Sálvora meadow had the highest values of cover, density and width of eelgrass leaves; while Cortegada plants were the tallest. The meadows from Sálvora and Cortegada had flowers. The species richness of associated flora (substratum + epiphytes) is high, with 89 species: 60 Rhodophyta, 18 Ochrophyta and 11 Chlorophyta. Eighteen epiphytic species were found on the leaves of *Z. marina*.

**Keywords:** biodiversity, epiphytes, Galicia, Iberian Atlantic, National Park, seagrass meadows, seaweeds, *Zostera marina*.



## INTRODUCCIÓN

La mayoría de las comunidades de praderas marinas están dominadas por una o pocas especies (EMMETT, 2006), siendo *Zostera marina* la que muestra una distribución más amplia y la que domina en la región templada norte (DEN HARTOG, 1970, HOMZIAK *et al.*, 1982, SHORT & COLES 2001). Las praderas de *Z. marina* generan numerosos beneficios ambientales, ya que forman un hábitat particular que estabiliza los sedimentos, tienen un importante papel en el ciclo de los nutrientes y proporcionan el sustrato en que se desarrollan numerosos organismos bentónicos. De esta manera, incrementan la biodiversidad regional (DUARTE 2002, ORTH *et al.* 2006) y además constituyen el área de cría de muchas especies (SHORT *et al.*, 2007). Esta relevancia ambiental junto con su sensibilidad y su capacidad de integrar los problemas ambientales motiva que *Z. marina* se considere centinela biológico a nivel global (“coastal canaries”) y se utilice en la monitorización de ecosistemas costeros bajo presión antropogénica (ORTH *et al.*, 2006). Entre los principales factores que afectan negativamente a la conservación de las praderas de *Z. marina* destacan las invasiones de especies introducidas, la alteración física o reducción del hábitat, la eutrofización o el aumento de la turbidez (ANON, 2000).

Actualmente, las praderas de *Zostera marina* se encuentran protegidas por varias figuras legales, como la Red Natura 2000 y contempladas como “hábitat de interés” en la Directiva 92/43/CEE. En el atlántico ibérico están presentes en algunas áreas protegidas por las figuras ZEC (Zona de Especial Conservación), ZEPVN (Zonas de Especial Protección de los Valores Naturales) o RAMSAR (Humedal de importancia internacional por la Convención RAMSAR) (CACABELOS *et al.*, 2015a). Por otro lado, la Directiva Europea Marco del Agua contempla también las praderas gallegas de manera indirecta, al designar como protegidas sus áreas de distribución.

En comparación con otros países de la región atlántica templada norte, el conocimiento de la distribución y extensión de las praderas de *Zostera marina* en Galicia no es completo y depende del área geográfica y del enfoque del estudio. Existen algunos trabajos de ámbito ecológico y faunístico,

pero son escasos los centrados en la macroflora asociada (sustrato y epífitos) a las praderas (CACABELOS *et al.*, 2015b).

Los antecedentes sobre las praderas de *Zostera marina* en el Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (a partir de ahora PNIAG) y sus territorios adyacentes son todavía más escasos. Se ha comentado la presencia de *Zostera marina* en las Islas Atlánticas sin precisar su ubicación concreta (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999; CASTIÑEIRA LAVADORES, 2011). El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) de la Isla de Cortegada y su entorno (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 2002) cita la presencia de un zosterar en la cara externa de la isla, que es utilizada como alimento de anátidas. Además, en otros trabajos e informes (GUITIÁN RIVERA, 1989, ALEJO FLORES *et al.*, 2007; ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES, 2005, 2014; FERNÁNDEZ ALONSO *et al.*, 2011) se da a conocer la existencia de *Zostera marina* en la zona de Carril (Cortegada), isla de Sálvora y en el Lago de Os Nenos (archipiélago de Cíes), pero sin precisar detalles de localización, extensión y biodiversidad asociada a la pradera.

Dada la carencia de datos e información contrastada de las praderas de *Zostera marina* en el PNIAG, es necesario abordar un estudio florístico sistematizado con objeto de profundizar y conocer en detalle este hábitat, atendiendo a su distribución, extensión, abundancia y flora asociada. De esta manera se pretende generar información sobre las praderas que sirva para una mejor gestión de los recursos naturales del PNIAG y sus territorios adyacentes.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El PNIAG está formado por cuatro archipiélagos (Cortegada, Sálvora, Ons y Cíes) que comprenden numerosas islas y el espacio marítimo adyacente (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999). Su extensión es de 8.480 hectáreas (191, 2.557, 2.641 y 3.091, respectivamente), la mayoría en territorio marítimo (87%). Existen diferencias ambientales entre los archipiélagos debidas a su posición relativa en cada una de las tres rías en las que se ubican (Arousa, Pontevedra y Vigo), así como entre las fachadas expuestas o no expuestas al oleaje de



cada isla (ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES, 2014).

Los muestreos se llevaron a cabo en 2016 (julio) en el submareal mediante buceo autónomo. Con el fin de delimitar la localización, extensión y cobertura de las praderas de *Z. marina* se establecieron transectos, georreferenciando los límites de las mismas y se estimó la cobertura de *Z. marina*. Estos datos fueron analizados mediante sistemas de información geográfica (SIG) con el fin de elaborar la cartografía de las praderas de *Z. marina* del PNIAG.

En cada pradera se analizó la densidad, cobertura, talla y estado reproductor de *Z. marina*. Se utilizaron 5 réplicas de muestreo de 0,25 m<sup>2</sup> (DUARTE & KIRKMAN, 2001) para estimar visualmente la cobertura de *Z. marina*, así como la cobertura de flora acompañante sobre sustrato. La densidad de plantas se midió *in situ*, contando el número de haces vivos erguidos dentro de cada uno de 5 subcuadrados de 0,0625 m<sup>2</sup> (Fig. 1A), los cuales se ubicaron dentro de los cuadrados previamente utilizados para la estima de coberturas. En cada uno de esos cuadrados se recolectaron 10 plantas para realizar las biometrías de las mismas (Fig. 1B) y determinar su estado reproductor. Se tomaron fotografías con el fin de registrar la fisonomía de la comunidad. Las muestras se conservaron en agua de mar formolada al 4% en frío y oscuridad.

En el laboratorio se llevaron a cabo las biometrías de las plantas (alto y ancho de las hojas), así como la visualización del estado reproductor. Las

plantas de *Z. marina* recolectadas para las biometrías fueron también empleadas en el estudio de algas epífitas, considerando la cobertura de cada especie sobre *Z. marina* dividiendo cada hoja en tres tercios (apical, medio y basal). La flora fue identificada dentro de los tres principales grupos de macroalgas marinas (Rhodophyta, Ochrophyta y Chlorophyta). Previamente a la realización de los análisis estadísticos, se depuraron los datos obtenidos del estudio de las muestras en el laboratorio. Se eliminaron las especies típicas de roca que aparecían en las muestras y que estaban atrapadas en las praderas, como por ejemplo, *Corallina officinalis*, *Ellisolandia elongata*, *Pterosiphonia complanata*, *Gelidium corneum*, etc...

La conservación definitiva se realizó en pliegos de herbario, depositados en el herbario de la Universidad de Santiago de Compostela (SANT). Además, se revisaron pliegos de *Z. marina* procedentes de las Islas Cíes e incluidos en el herbario SANT, con objeto de corroborar las identificaciones.

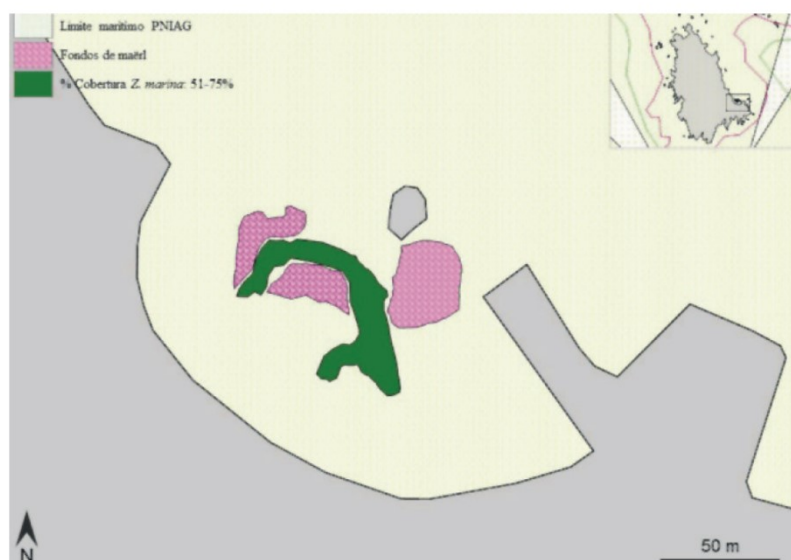
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Distribución, extensión y descripción de las praderas de Zostera marina*

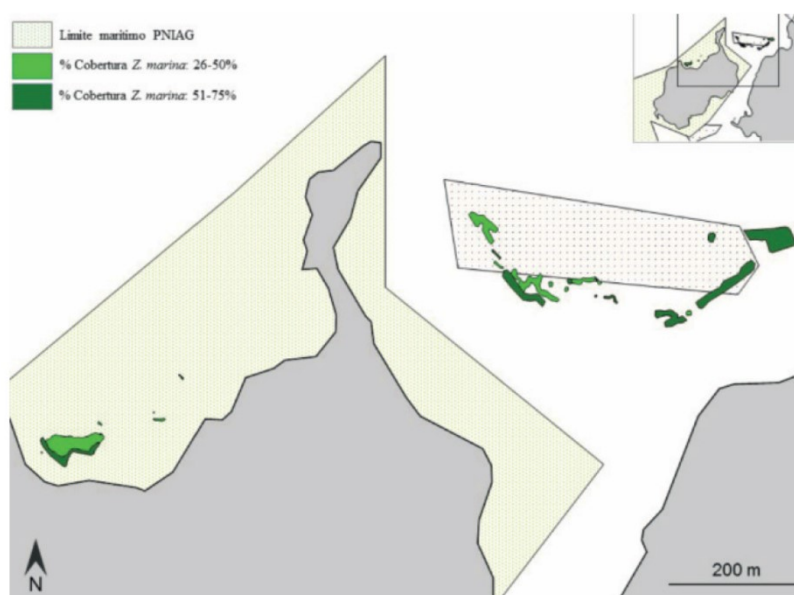
Se han encontrado praderas de *Zostera marina* en tres zonas (Figs. 2 y 3) de los archipiélagos de Sálvora (puerto de Sálvora) y Cortegada (zona norte y noroeste de la isla de Cortegada). En el



**Figura 1.** Metodología de muestreo submareal en las praderas de *Zostera marina* en el PNIAG. A: Cuadrado utilizado para estimar las coberturas de las especies (0,25 m<sup>2</sup>) y la densidad de haces de *Z. marina* (0,0625 m<sup>2</sup>). B: Recolección de la muestra.  
**Figure 1.** Subtidal sampling methodology in *Zostera marina* meadows from the PNIAG. A: Quadrat used to estimate species cover (0,25 m<sup>2</sup>) and density of *Z. marina* shoots (0,0625 m<sup>2</sup>). B: Collection of a sample.



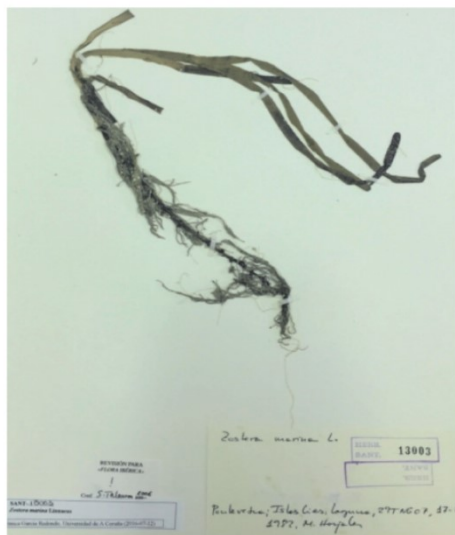
**Figura 2.** Distribución, extensión y porcentaje de cobertura de *Zostera marina* en Sálvora ( $42^{\circ} 28' 16''$  N,  $9^{\circ} 00' 09''$  W) (PNIAG).  
**Figure 2.** Distribution, extension and percent cover of *Zostera marina* in Sálvora ( $42^{\circ} 28' 16''$  N,  $9^{\circ} 00' 09''$  W) (PNIAG).



**Figura 3.** Distribución, extensión y porcentaje de cobertura de *Zostera marina* en la isla de Cortegada (PNIAG) y sus territorios adyacentes. La pradera de la izquierda es Cortegada 1 ( $42^{\circ} 37' 15''$  N,  $8^{\circ} 47' 10''$  W) y la pradera de la derecha es Cortegada 2 ( $42^{\circ} 37' 23''$  N,  $8^{\circ} 46' 34''$  W).  
**Figure 3.** Distribution, extension and percent cover of *Zostera marina* in Cortegada island (PNIAG) and neighbouring areas. Seagrass meadow placed on the left corresponds to Cortegada 1 ( $42^{\circ} 37' 15''$  N,  $8^{\circ} 47' 10''$  W) and seagrass meadow on the right is Cortegada 2 ( $42^{\circ} 37' 23''$  N,  $8^{\circ} 46' 34''$  W).



archipiélago de Cíes (laguna de Os Nenos) no se encontró ningún ejemplar de *Z. marina*, a pesar de que se conocía su existencia en 1982 (SANT 13003, Fig. 4) y que GUTIÁN RIVERA (1989) aporta datos de tres inventarios de vegetación con coberturas de 50 y 100%.



**Figura 4.** *Zostera marina* en herbario (SANT 13003), procedente de la Laguna de Os Nenos (Islas Cíes), septiembre 1982, Leg. M. Horjales.

**Figure 4.** *Zostera marina* in herbarium (SANT 13003), collected in the Os Nenos Lagoon (Cíes Island's), September 1982, Leg. M. Horjales.

Las praderas del PNIAG y sus territorios adyacentes abarcan una extensión total de 10.262 m<sup>2</sup> (1,03 ha). En el archipiélago de Sálvora se registró una pradera de *Zostera marina* (Fig. 2) en el entorno del muelle de la isla (Coordenadas geográficas: 42° 28' 16" N, 9° 00' 09" W) a una profundidad de 2,2 m. Esta pradera está delimitada por fondos mixtos de maërl y cascajo. Abarca una extensión de 1.296 m<sup>2</sup> con una cobertura media de *Z. marina* cercana al 70%.

En el archipiélago de Cortegada se hallaron dos praderas de *Zostera marina*. La primera de ellas, Cortegada 1, se encuentra en la zona norte de la isla (Fig. 3), cerca de Punta Fradiño (Coordenadas geográficas 42° 37' 15" N, 8° 47' 10" W) y es más somera (0,3 m) que la de Sálvora. Esta pradera abarca un área total de 2.575 m<sup>2</sup> de los cuales la

cobertura de *Z. marina* supera el 50% en el 32% de su extensión (812 m<sup>2</sup>), siendo inferior en el resto. La pradera Cortegada 2 se encuentra en la zona noreste de la isla (Fig. 3), cerca de Pedra do Pico (Coordenadas geográficas 42° 37' 23" N, 8° 46' 34" W). Está fuera de los límites marítimos del PNIAG y a una profundidad de +0,2 m, por lo que queda al descubierto con las mareas vivas. Esta pradera abarca un área total de 6.391 m<sup>2</sup>, de los cuales el 71% (4.532 m<sup>2</sup>) presenta coberturas de *Z. marina* mayores al 50%.

**Tabla I.** Características de las praderas de *Zostera marina* registradas en el PNIAG y sus territorios adyacentes.

**Table I.** Characteristics of *Zostera marina* meadows registered from the PNIAG and their neighboring areas.

	Sálvora	Cortegada 1	Cortegada 2
Coordenadas geográficas	42° 28' 16" N, 9° 00' 09" W	42° 37' 15" N, 8° 47' 10" W	42° 37' 23" N, 8° 46' 34" W
Profundidad (m)	2,2	0,3	+0,2
Tipo de sustrato	Arena	Fango	Fango
Posición dentro de la ría	Exterior	Interior	Interior
Cobertura (%) <i>Z. marina</i> / 0,25 m <sup>2</sup>	66 ± 8,9	46 ± 5,5	42 ± 4,5
Densidad haces <i>Z. marina</i> / m <sup>2</sup>	172,8 ± 30,8	86,4 ± 18,2	134,4 ± 43,2
Altura haces <i>Z. marina</i>	49,7 ± 7,1	72,7 ± 15,4	54,7 ± 9,7
Anchura haces <i>Z. marina</i>	7,2 ± 0,9	7,0 ± 1,2	7,1 ± 1,0
Presencia de flores	si		si
Cobertura (%) de flora asociada al sustrato / 0,25 m <sup>2</sup>	58,8 ± 16,5	52,8 ± 20,8	30,0 ± 12,6
Cobertura (%) total de flora (sustrato + <i>Z. marina</i> ) / 0,25 m <sup>2</sup>	124,8	98,80	72

Las praderas de Sálvora y Cortegada poseen diferentes porcentajes de cobertura y de densidad de haces de *Zostera marina* (Tabla I).

Éstas son mayores en el puerto de Sálvora que en las otras dos praderas, sin embargo la altura media de las hojas en Cortegada 1 (Tabla I) es mayor que la de las hojas de las plantas de Cortegada 2 y Sálvora. En contraste, las hojas de *Z. marina* de Sálvora son ligeramente más anchas que las plantas de Cortegada 1 y Cortegada 2. Se encontraron inflorescencias en Sálvora y Cortegada 2 (Tabla I, Fig. 5A) mientras que estaban ausentes en Cortegada 1.

Tanto la cobertura como la densidad de *Z. marina* en las praderas del PNIAG son similares a la existente en la bibliografía consultada, como por ejemplo, BOSTRÖM *et al.* (2003) para algunos países nórdicos. La altura y la anchura de los haces

de *Z. marina* se encuentra dentro del intervalo establecido para la especie (BOSTRÖM *et al.*, 2003, MOORE & SHORT 2006).

La ubicación de Cortegada 2, más protegida del oleaje, favorece la sedimentación en sus fondos, lo que es aprovechado por los habitantes del entorno para el cultivo de almeja. La retirada de las plantas de *Z. marina* en el cultivo de almeja supone un impacto potencialmente negativo en las praderas, ya que las fragmenta y en el peor de los casos, las elimina. Este impacto podría reducir la extensión de las praderas (DUARTE, 2002; COCHÓN & SÁNCHEZ, 2005; DE PAZ *et al.*, 2008; CUNHA *et al.*, 2013;).

#### Flora del sustrato y epífita de las praderas de *Zostera marina*

Se han registrado un total de 87 especies de algas (58 Rhodophyta, 18 Ochrophyta y 11 Chlorophyta) creciendo en las praderas de Sálvora y Cortegada (Tablas II y III), lo que denota una elevada riqueza específica de macroalgas en las praderas de *Zostera marina* del PNIAG y sus territorios adyacentes. La diversidad de macroalgas de las praderas del PNIAG es mayor que la registrada en praderas de otras regiones europeas: 60 especies en las praderas de Irlanda (WHELAN & CULLINANE, 1985) y aproximadamente 30 especies en las atlánticas ibéricas

(CACABELOS *et al.*, 2015a). Además, el número de especies registradas (87) supone más del 30% del total de especies registradas en el PNIAG, según el PORN (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, 1999) y el borrador del Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) (ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES, 2005) en los que se citan 211 y 276 especies de macroalgas, respectivamente, de las cuales se listan únicamente 21 especies, pero sin especificar la localización ni el hábitat donde se encuentran.

Se han registrado 80 especies (54 Rhodophyta, 16 Ochrophyta y 10 Chlorophyta) de flora de sustrato (Tabla II). Especies como *Ceramium secundatum*, *Chondracanthus acicularis*, *Colaconema daviesii*, *Erythrotrichia carnea*, *Gracilaria gracilis*, *Ectocarpus siliculosus*, *Chaetomorpha aerea*, *Cladophora hutchinsiae* y *Ulva clathrata* son comunes a los tres puntos de muestreo y representaron el 8% de las especies. Algunas especies registradas forman parte de las macroalgas acompañantes en las praderas del Atlántico norte (CACABELOS *et al.*, 2015a) como por ejemplo, *Cladostephus spongiosus*, *Dictyota dichotoma*, *Gracilaria gracilis*, *Padina pavonica* o las especies formadoras de maërl. El archipiélago de Sálvora es el que presenta mayor número de especies (76), seguido de Cortegada 1 (21) y Cortegada 2 (17).

**Tabla II.** Promedio ( $\pm$  SD) de la cobertura (%) de flora registrada en el sustrato de las praderas de *Zostera marina* del PNIAG y sus territorios adyacentes, utilizando cuadrados ( $n=5$ ) de 0.25 m<sup>2</sup>. \*: Especies alóctonas.

**Table II.** Average ( $\pm$  SD) of cover (%) of substratum associated flora in the *Zostera marina* meadows from PNIAG and neighboring areas, using 0.25 m<sup>2</sup> quadrats ( $n=5$ ). \*: Alien species.

Rhodophyta	Sálvora	Cortegada 1	Cortegada 2
<i>Acrosorium ciliolatum</i> (Harvey) Kylin	0,60 $\pm$ 0,55		
<i>Anotrichium furcellatum</i> (J. Agardh) Baldock	0,20 $\pm$ 0,45		
* <i>Asparagopsis armata</i> Harvey	2,20 $\pm$ 2,59		
* <i>Asparagopsis armata</i> Harvey stadium <i>Falkenbergia rufolanosa</i> (Harvey) Schmitz	1,80 $\pm$ 1,79		
<i>Boergeseniella fruticulosa</i> (Wulfen) Kylin	1,80 $\pm$ 1,79		
* <i>Bonnemaisonia hamifera</i> Hariot stadium <i>Trailiella intricata</i> Batters	0,20 $\pm$ 0,45		
<i>Ceramium ciliatum</i> (Ellis) Ducluzeau	0,20 $\pm$ 0,45	0,20 $\pm$ 0,45	0,20 $\pm$ 0,45
<i>Ceramium cimbrium</i> H. Petersen in Rosenvinge	0,40 $\pm$ 0,55		
<i>Ceramium echionotum</i> J. Agardh	1,60 $\pm$ 1,95		
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye	0,20 $\pm$ 0,45	0,20 $\pm$ 0,45	0,20 $\pm$ 0,45
<i>Champia parvula</i> (C. Agardh) Harvey	1,80 $\pm$ 1,79		
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq	0,40 $\pm$ 0,55	1,00 $\pm$ 0,00	0,40 $\pm$ 0,55
<i>Chondracanthus teedii</i> (Roth) Kützting			0,20 $\pm$ 0,45
<i>Chondria coerulescens</i> (J. Agardh) Falkenberg	0,20 $\pm$ 0,45	0,20 $\pm$ 0,45	
<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh	0,20 $\pm$ 0,45	0,60 $\pm$ 0,55	
<i>Colaconema daviesii</i> (Dillwyn) Stegenga	0,40 $\pm$ 0,55	0,20 $\pm$ 0,45	0,60 $\pm$ 0,55



Tabla II. Continuación.

<i>Composhamnion thuyoides</i> (Smith) Nägeli	0,40 ± 0,55				
<i>Crouania attenuata</i> (C. Agardh) J. Agardh	0,20 ± 0,45				
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) Kylin ex Newton	0,60 ± 0,55			1,00 ± 2,24	
<i>Dasya hutchinsiae</i> Harvey	3,60 ± 3,97				
* <i>Dasya sessilis</i> Yamada	0,20 ± 0,45				
* <i>Dasyziphonia japonica</i> (Yendo) H.-S.Kim	0,60 ± 0,55				
<i>Erythrogloussum laciniatum</i> (Lightfoot) Maggs & Hommersand	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45			
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	0,80 ± 0,45	0,80 ± 0,45		0,80 ± 0,45	
<i>Gastroclonium ovatum</i> (Hudson) Papenfuss	0,20 ± 0,45				
<i>Gayliella flaccida</i> (Harvey ex Kützinger) T.O.Cho & L.J.McIvor	0,60 ± 0,55				
<i>Gelidiella calcicola</i> Maggs & Guiry	0,60 ± 0,55				
<i>Gracilaria gracilis</i> (Stackhouse) Steentoft, Irvine & Famham	1,40 ± 2,07	4,20 ± 1,79		3,40 ± 2,19	
<i>Hypoglossum hypoglossoides</i> (Stackhouse) Collins & Hervey	1,00 ± 0,00	0,20 ± 0,45			
<i>Jania longifurca</i> Zanardini	0,80 ± 0,55				
<i>Jania rubens</i> (Linnaeus) Lamouroux	0,60 ± 0,45				
<i>Laurencia pyramidalis</i> Bory de Saint-Vincent	0,20 ± 0,45				
<i>Liagora viscida</i> (Forsk.) C. Agardh	0,20 ± 0,45				
<i>Lithophyllum incrustans</i> Philippi	0,60 ± 0,55				
<i>Lomentaria articulata</i> (Hudson) Lyngbye	0,20 ± 0,45				
* <i>Lomentaria hakodatensis</i> Yendo	0,20 ± 0,45				
<i>Monosporus pedicellatus</i> (Smith) Solier	1,00 ± 0,00				
<i>Myrionema strangulans</i> Carmichael ex Greville	0,60 ± 0,55				
* <i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.	0,60 ± 0,55			0,80 ± 0,45	
<i>Nitophyllum punctatum</i> (Stackhouse) Greville	0,20 ± 0,45	0,20 ± 0,45			
<i>Ophidocladus simpliciusculus</i> (P. Crouan & H. Crouan) Falkenberg	0,20 ± 0,45				
<i>Osmundea pinnatifida</i> (Hudson) Stackhouse	0,20 ± 0,45				
<i>Peyssonnelia dubyi</i> P. Crouan & H. Crouan	0,80 ± 0,45				
<i>Phymatolithon calcareum</i> (Pallas) Adey & McKibbin	0,20 ± 0,45				
<i>Phymatolithon lusitanicum</i> V. Peña	2,00 ± 4,47				
<i>Plocamium cartilagineum</i> (Linnaeus) Dixon	0,80 ± 0,45				
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel		0,20 ± 0,45			
<i>Pterocladia capillacea</i> (Gmelin) Santelices & Hommersand	0,20 ± 0,45				
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neefus & Brodie	0,20 ± 0,45				
<i>Rhodothamniella floridula</i> (Dillwyn) J. Feldmann		0,20 ± 0,45			
<i>Stenogramma interruptum</i> (C. Agardh) Montagne ex Harvey	0,20 ± 0,45	1,00 ± 2,24			
<i>Symphyclocladia parasitica</i> (Hudson) Savoie et G.W. Saunders	0,20 ± 0,45				
<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) Drew	0,60 ± 0,55			0,40 ± 0,55	
<i>Xiphosiphonia pennata</i> (C. Agardh) Savoie et G.W. Saunders		0,60 ± 0,55			
<b>Phaeophyta</b>					
<i>Cladostephus spongiosus</i> (Hudson) C. Agardh	0,20 ± 0,45				
* <i>Colpomenia peregrina</i> (Sauvageau) Hamel	0,80 ± 0,45				
<i>Cystoseira usneoides</i> (Linnaeus) Roberts	0,40 ± 0,55				
<i>Dictyota cyanoloma</i> Tronholm, De Clerck, Gomez Garreta & Rull Lluch	0,20 ± 0,45				
<i>Dictyota dichotoma</i> (Hudson) Lamouroux	2,60 ± 2,19				
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye	0,20 ± 0,45	1,00 ± 0,00		0,80 ± 0,45	
<i>Hincksia hincksiae</i> (Harvey) Silva	0,20 ± 0,45				
<i>Liebmannia leveillei</i> J. Agardh	0,40 ± 0,55				
<i>Padina pavonica</i> (Linnaeus) Lamouroux	6,00 ± 4,18				
<i>Ralfsia verrucosa</i> (Areschoug) J. Agardh	0,80 ± 0,45				

Tabla II. Continuación.

* <i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt	1,40 ± 2,07		
<i>Sauvageaugloia divaricata</i> (Clemente) Cremades	0,20 ± 0,55		
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngby) Link		0,20 ± 0,45	
<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh	1,00 ± 0,00		
<i>Stypocaulon scoparium</i> (Linnaeus) Kützting	0,80 ± 0,45		
<i>Taonia atomaria</i> (Woodward) J. Agardh	2,40 ± 4,28		
* <i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar	0,20 ± 0,45		
<b>Chlorophyta</b>			
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützting	0,40 ± 0,55	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55
<i>Chaetomorpha ligustica</i> (Kützting) Kützting	0,20 ± 0,45		0,20 ± 0,45
<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützting	1,00 ± 0,00	1,00 ± 0,00	0,60 ± 0,55
<i>Codium tomentosum</i> (Hudson) Stackhouse	0,20 ± 0,45		
* <i>Ulva australis</i> Areschoug		35,00 ± 18,71	18,00 ± 12,55
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	0,40 ± 0,55	0,80 ± 0,45	1,00 ± 0,00
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus		0,60 ± 0,55	0,20 ± 0,45
<i>Ulva intestinalis</i> Linnaeus	0,20 ± 0,45	0,40 ± 0,55	
<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	5,20 ± 0,55		
<i>Ulvaria obscura</i> (Kützting) P.Gayral ex C.Bliding	0,40 ± 3,19		

La posición en el exterior de la ría, el carácter submareal y el hecho de que *Z. marina* comparta sustrato con fondos de maërl y cascajo, son algunos de los motivos por los que la diversidad de macroalgas en la pradera de Sálvora es mayor. En todas las praderas tanto la cobertura de las especies de sustrato como la cobertura de *Z. marina* es cercana al 50%, aunque *Z. marina* sea especie dominante en la comunidad. El 44% de las especies registradas sólo apareció en la pradera de la isla de Sálvora como por ejemplo, *Asparagopsis armata*, *Boerge-*

*seniella fruticulosa*, *Champia parvula*, *Crouania attenuata*, *Dasya hutchinsiae*, *Gelidiella calcicola*, *Liagora viscida*, *Lomentaria hakodatensis*, *Phymatolithon lusitanicum*, *Dictyota dichotoma*, *Padina pavonica*, *Ralfsia verrucosa*, *Sargassum muticum* o *Tania atomaria* (Tabla II, Fig. 5). Las especies que sólo aparecieron en Cortegada representaron más del 8% del total, destacando *Chondracanthus teedii*, *Polysiphonia elongata*, *Xiphosiphonia penata*, *Scytosiphon lomentaria*, *Ulva australis* y *U. compressa* (Tablas II y III, Fig. 6).

Tabla III. Promedio (± SD) de la cobertura (%) de la flora epífita registrada en las hojas de *Zostera marina* de las praderas del PNIAG y sus territorios adyacentes en parte apical, media y basal (n=30).Table III. Average (± SD) of cover (%) of epiphytic flora registered on *Zostera marina* leaves of meadows from PNIAG and neighboring areas on apical, central and basal parts (n=30).

	Sálvora			Cortegada 1			Cortegada 2		
	apice	medio	basal	apice	medio	basal	apice	medio	basal
<b>Rhodophyta</b>									
<i>Ceramium secundatum</i> Lyngbye							0,10 ± 0,31	0,07 ± 0,25	
<i>Colaconema daviesii</i> (Dillwyn) Stegenga	0,73 ± 1,51	0,17 ± 0,38		0,47 ± 1,28	0,23 ± 0,94	0,03 ± 0,18	32,00 ± 21,76	16,83 ± 19,70	2,00 ± 4,32
<i>Erythrotrichia bertholdii</i> Batters					0,03 ± 0,18		0,50 ± 1,53	0,33 ± 1,27	0,03 ± 0,18
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	0,07 ± 0,25			0,03 ± 0,18			1,07 ± 1,41	0,50 ± 0,97	0,37 ± 0,49
<i>Neosiphonia harveyi</i> (J. Bailey) M.S. Kim & al.							6,70 ± 10,64	2,27 ± 4,64	0,27 ± 0,94
<i>Pneophyllum fragile</i> Kützting	73,00 ± 10,22	45,83 ± 20,60	21,03 ± 18,03				3,57 ± 8,80	1,67 ± 4,34	0,27 ± 0,94
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel				4,47 ± 3,88	2,77 ± 3,95	0,77 ± 1,72	2,30 ± 4,36	0,93 ± 2,13	
<i>Porphyrostomum ciliare</i> (Carmichael) M.J. Wynne	0,07 ± 0,25	0,07 ± 0,25					0,10 ± 0,31	0,03 ± 0,18	
<i>Pyropia leucosticta</i> (Thuret) Neufuz & Brodie								0,03 ± 0,18	
<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) Drew							0,13 ± 0,35	0,07 ± 0,25	
<b>Phaeophyta</b>									
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye				39,67 ± 18,29	22,77 ± 18,48	7,30 ± 11,57	19,50 ± 16,78	7,00 ± 10,32	0,87 ± 2,65
<i>Feldmannia globifera</i> (Kützting) Hamel	0,03 ± 0,18						0,07 ± 0,25	0,03 ± 0,18	
<i>Myristichia claviformis</i> Harvey				0,03 ± 0,18					
<b>Chlorophyta</b>									
<i>Cladophora hutchinsiae</i> (Dillwyn) Kützting							0,03 ± 0,18		
<i>Ulva australis</i> Areschoug							0,07 ± 0,25	0,07 ± 0,25	
<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh							0,07 ± 0,25	0,03 ± 0,18	
<i>Ulva compressa</i> Linnaeus							0,03 ± 0,18		
<i>Ulva torii</i> (Mertens) Trevisan				4,77 ± 4,16	2,03 ± 3,25	0,33 ± 0,96	3,07 ± 2,49	1,40 ± 1,89	0,10 ± 0,31

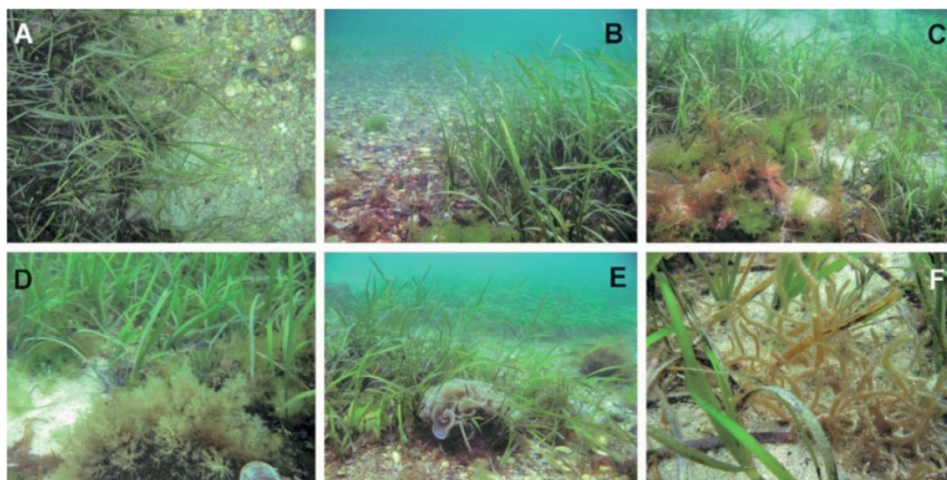
Dieciocho especies epífitas (10 Rhodophyta, 5 Chlorophyta, 3 Ochrophyta) se encontraron en las hojas de *Zostera marina* (Tabla III y IV). Se registraron 17 especies en el ápice de las hojas, mientras que en la parte media y basal aparecieron 15 y 8 especies, respectivamente. La diversidad de epífitos en Cortegada 2 (17 especies) es considerablemente mayor que en Cortegada 1 (7) y Sálvora (5), probablemente por el menor hidrodinamismo al que está sometida esta pradera. Además, la composición de especies varió notablemente entre praderas. Las hojas de *Z. marina* de la pradera de Cortegada 2 tienen un mayor número de especies en todas las partes de la hoja, siendo las especies más abundantes *Colaenema daviesii*, *Ectocarpus siliculosus*, *Neosiphonia harveyi*, *Pneophyllum fragile*, *Porphyrostomium ciliare* y *Ulva torta*. En Sálvora destacan las elevadas coberturas de *Pneophyllum fragile* en las hojas de *Z. marina*. En Cortegada 1, *Ectocarpus siliculosus*, *Ulva torta* y *Polysiphonia fibrillosa* son las especies más abundantes sobre las hojas (Tabla III, Fig. 5). Cabe destacar que en las hojas de esta localidad se encontraron grandes agregados de la diatomea *Navicula* sp.

**Tabla IV.** Riqueza específica de algas epífitas en cada zona de la hoja (ápice, media y base) de *Zostera marina* y en cada localidad, así como el total de especies en cada zona.

**Table IV.** Species richness of epiphytic seaweed in each area of the leaf (Apex, middle and basal part) of *Zostera marina* and in each sampling site, as well as total of species in each area.

	Apice	Media	Base	TOTAL (especies por localidad)
Sálvora	5	3	1	5
Cortegada 1	6	5	4	7
Cortegada 2	16	15	7	17
TOTAL (especies por zona)	17	15	8	

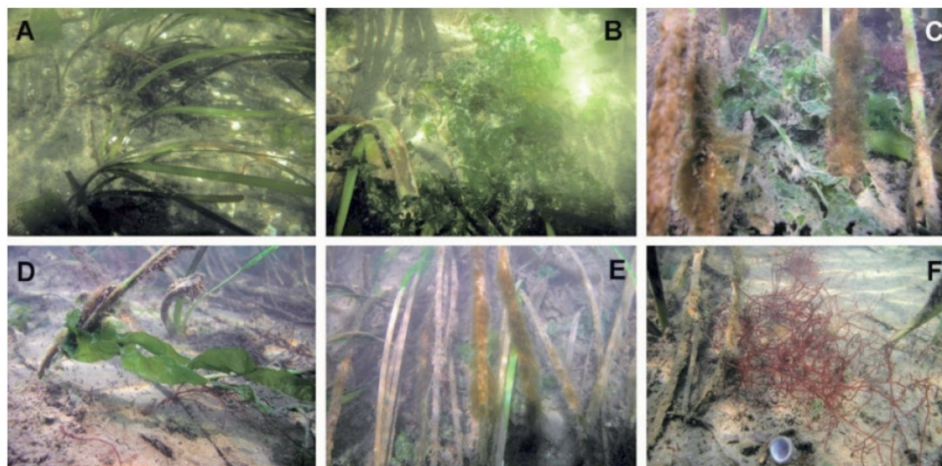
Diversas especies encontradas sobre las hojas de *Z. marina* del PNIAG (*Ceramium secundatum*, *Erythrotrichia carnea*, *Neosiphonia harveyi*, *Pneophyllum fragile*, *Polysiphonia fibrillosa*, *Porphyrostomium ciliare*, *Stylonema alsidii* y *Ectocarpus siliculosus*) aparecen registradas como epífitos en la bibliografía (GONZÁLEZ, 1976, CULLINANE *et al.*, 1985, NOVACEK, 1987, JOHNSON *et al.*, 2005). Sin embargo, la diversidad de macroalgas epífitas encontrada en el presente trabajo es inferior al contabilizado en las praderas de las Islas



**Figura 5.** Flora de la pradera de *Zostera marina* de Sálvora. A: Inflorescencias de *Z. marina* y límite de la pradera con fondos de maërl y cascajo. B: Borde de la pradera con fondo de maërl y cascajo. C: *Z. marina* junto a *Sargassum muticum* y *Ulva rigida*. D: *Z. marina* junto a *Codium tomentosum* y *Cystoseira usneoides*. E: *Z. marina* junto a *Padina pavonica* y fondo de cascajo y maërl. F: *Liebmammia leveillei*.

**Figure 5.** Flora of *Zostera marina* meadow from Sálvora. A: Flowers of *Z. marina* and limit of the meadow with maërl and gravel beds. B: Limit of the seagrass meadow with maërl and gravel beds. C: *Z. marina* with *Sargassum muticum* and *Ulva rigida*. D: *Z. marina* with *Codium tomentosum*, *Cystoseira usneoides*. E: *Z. marina* with *Padina pavonica* and maërl and gravel beds. F: *Liebmammia leveillei*.





**Figura 6.** Flora de las praderas de *Zostera marina* de Cortegada. **A:** Aspecto de *Z. marina* en Cortegada 2. **B:** *Ulva australis* en la base de *Z. marina*. **C:** Pradera de Cortegada 1. *U. australis* (base) y *Ectocarpus siliculosus* epifitando *Z. marina*. **D:** *Z. marina* junto a *U. compressa* y *Gracilaria gracilis*. **E:** Gran desarrollo de epifitos (dominando *E. siliculosus*) sobre *Z. marina* en Cortegada 1. **F:** *Gracilaria gracilis*.

**Figure 6.** Flora of *Zostera marina* meadows from Cortegada. **A:** Appearance of *Z. marina* in Cortegada 2. **B:** *Ulva australis* in the basal area of *Z. marina*. **C:** Seagrass meadow of Cortegada 1 with *U. australis* (basal) and *Ectocarpus siliculosus* epiphytting *Z. marina*. **D:** *Z. marina* with *U. compressa* and *Gracilaria gracilis*. **E:** Great development of epiphytes (dominating *E. siliculosus*) on *Z. marina* in Cortegada 1. **F:** *Gracilaria gracilis*.

Británicas (CULLINANE *et al.*, 1985, JOHNSON *et al.*, 2005), costa atlántica de Canadá (NOVACZEK, 1987) o las Islas Canarias (GONZÁLEZ, 1976).

Cabe destacar que se han registrado 11 especies autóctonas en las praderas de *Zostera marina* del PNIAG y sus territorios adyacentes: *Asparagopsis armata* y su estadio *Falkenbergia rufolanosa*, *Dasy-siphonia japonica*, *Trailliella intricata*, *Lomentaria hakodatensis*, *Dasya sessilis*, *Neosiphonia harveyi*, *Colpomenia peregrina*, *Sargassum muticum*, *Undaria pinnatifida* y *Ulva australis* (Tablas II y III, Fig. 5 y 6). Estas especies suponen más del 11% del total de especies y representan el 21% de la cobertura de flora asociada a las praderas.

No se han encontrado citas en la bibliografía del PNIAG sobre algunas de estas especies, como es el caso de *Dasya sessilis*, *Dasy-siphonia japonica*, *Lomentaria hakodatensis*, *Neosiphonia harveyi* y *Ulva australis*. Únicamente seis especies autóctonas (*Asparagopsis armata* y su estadio *Falkenbergia rufolanosa*, *Trailliella intricata*, *Sargassum muticum*, *Undaria pinnatifida* y *Colpomenia peregrina*) están contempladas en la bibliografía relativa al PNIAG (ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES, 2005; PEÑA

& BÁRBARA, 2006, ALEJO FLORES *et al.*, 2007, CASTIÑEIRA LAVADORES, 2011), mientras que las otras cinco especies registradas en las praderas de *Zostera marina* son nuevas aportaciones a la flora del parque.

Atendiendo al balance global de los principales atributos biológicos de las praderas del PNIAG y sus territorios adyacentes, se puede concluir que la pradera de Sálvora presenta un mejor estado de conservación que las de Cortegada, ya que se registraron mayores valores de cobertura, densidad de haces y presencia de inflorescencias. Cortegada 2 a diferencia de Cortegada 1, posee mayores valores de densidad y la presencia de inflorescencias; por lo que Cortegada 2 estaría en un mejor estado de conservación que Cortegada 1. Sin embargo, estas dos últimas praderas se encuentran fragmentadas.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los dos revisores anónimos las sugerencias y comentarios realizados. Agradecemos a Alicia García Fernández su colaboración en el trabajo de campo. Igualmente,

al Parque Nacional Marítimo Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia agradecemos la buena disposición y las facilidades para la tramitación de los permisos de muestreo y a la Xunta de Galicia, la concesión de una ayuda para la consolidación de grupos de investigación (GPC2015/025).

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEJO FLORES, I., PÉREZ-ARLUCEA, M., COSTAS OTERO, S., FRANCÉS PEDRAZ, G., NOMBELA CASTAÑO, M. A., GONZÁLEZ-VILLANUEVA, R., GAMALLO, B., LOIS, M., FRAMIL, J., VILAS, A., TOUBES, M., SAN CLAUDIO SANTA CRUZ, M., SANZ OCHOA, K., BONACHE LÓPEZ, J. & FERNÁNDEZ BOUZAS, J.A. (2007). *Parque nacional marítimo-terrestre Islas Atlánticas de Galicia*. Canseco editores, Talavera de la Reina, 288 pp.
- ANON (2000). *UK Biodiversity Group Tranche 2 Action Plans. Volume V—maritime species and habitats*. English Nature, Northminster House PE1 1UA. UK, 242 pp.
- BOSTRÖM, C., BADEN, S.P. & KRAUSE-JENSEN, D. (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green, E.P., Short, F.T. *World Atlas of Seagrasses*. 27-37 pp. World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA, 298 pp.
- CACABELOS, E., QUINTAS, P., TRONCOSO, J.S., BÁRBARA, I., GARCÍA, V., CREMADES, J., GARMENDIA, J.M., PUENTE, A., RECIO, M. & ONDIVIELA, B. (2015a). Las praderas marinas de España: una visión general. Cuadro temático 1. La biodiversidad de las praderas españolas, Atlántico norte. In: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. 87-90 pp IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- CACABELOS, E., QUINTAS, P., TRONCOSO, J.S., SÁNCHEZ, J., AMIGO, J., ROMERO, I., GARCÍA, V., CREMADES, J. & BÁRBARA, I. (2015b). Praderas de angiospermas marinas de Galicia. In: Ruiz, J.M., Guillén, J.E., Ramos Segura, A. & Otero, M.M. (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*. 489-530 pp IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, 681 pp.
- CASTIÑEIRA LAVADORES, R. (2011). *Guía visual de las algas marinas del Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Parques Nacionales, Madrid, 87 pp.
- COCHÓN, G. & SÁNCHEZ, J.M. (2005). Variations of seagrass beds in Pontevedra (Northwestern Spain): 1947-2001. *Thalassas*, 21 (2): 9-19.
- CULLINANE, J., O MAHONY, J. & WHELAN, P. (1985). Algal epiphytes of subtidal *Zostera marina* L. on the South coast of Ireland. *Cryptogamie Algologie*, 6 (4): 239-251.
- CUNHA, A.H., ASSIS, J.F. & SERRAO, E. (2013) Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104:193-203.
- DE PAZ, L., NETO, J.M., MARQUES, J.C. & LABORDA, A.J. (2008) Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): implications for environmental management. *Marine Environmental Research*, 66: 288-299.
- DEN HARTOG, C. (1970). *The sea-grasses of the world*. North Holland Publishing Company, Amsterdam, 275 pp.
- DUARTE, C.M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2): 192-206.
- DUARTE, C.M. & KIRKMAN, H. (2001). *Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution*. In: *Global seagrass research methods*, Eds. Short F.T. & Coles R.G., 141-153 pp. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 473 pp.
- EMMETT, J. (2006). Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 233-250.
- FERNÁNDEZ ALONSO, J., BLANCO-DÍOS, J., BERNÁNDEZ, J.G. & RIGUEIRO, A. (2011). *Flora y Vegetación de las Islas Cíes. Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Serie Técnica Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, 751 pp.
- GONZÁLEZ, N. (1976). Contribución al estudio del epifitismo en *Zostera marina* L. (Zosteraceae) en la Playa de las Canteras (Gran Canaria). *Botánica macaronésica*, 2: 59-67.
- GUTIÁN RIVERA, P. (1989). *Ecosistemas litorales del noroeste de la península Ibérica: complejos de vegetación psamófila e higrófila*. Tesis doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- HOMZIAK, J., FONSECA, M.S., KENWORTHY, W.J. (1982). Macrobenthic community structure in a transplanted eelgrass (*Zostera marina*) meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 9: 211 -221.



- JOHNSON, M.P., EDWARDS, M., BUNKER, F. & MAGGS, C.A. (2005). Algal epiphytes of *Zostera marina*: Variation in assemblage structure from individual leaves to regional scale. *Aquatic Botany*, 82: 12-26.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (1999). Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Islas Atlánticas. Decreto 274/99 de 21 de octubre. (DOG nº 209 de 28/10/99).
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (2002). Plan de Ordenación de los Recursos naturales del Espacio Natural de la Isla de Cortegada y su entorno. Decreto 88/2002 de 7 de marzo. (DOG nº 62 de 01/04/02).
- MOORE, K.A. & SHORT, F.T. (2006). *Zostera*: Biology, Ecology and Management. In: Larkum, A.W.D. et al. (eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp. 361-386. Springer, the Netherlands. 691 pp.
- NOVACEK, I. (1987). Periodicity of epiphytes on *Zostera marina* in two embayments of the southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Botany*, 65(8): 1676-1681.
- ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES. (2005). *Documentación para participación ciudadana del Plan Rector de Uso y Gestión del PNLAG*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 116 pp.
- ORGANISMO AUTÓNOMO PARQUES NACIONALES. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (2014). *Guía de Visita - Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 312 pp.
- ORTH, R.J., CARRUTHERS, T.J.B., DENNISON, W.C., DUARTE, C.M., FOURQUREAN, J.W., HECH, K.L., HUGHES, A. R., KENDRICK, G.A., JUDSON, K.W., OLYARNIK, S., SHORT, F.T., WAYCOTT, M. & WILLIAM, S.L. (2006). A Global crisis for seagrass ecosystem. *Bioscience*, 56: 987-996.
- PENA, V. & BÁRBARA, I. (2006). Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 15: 7-25.
- SHORT, F.T., CARRUTHERS, T., DENNISON, W. & WAYCOTT, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 3-20.
- SHORT, F.T. & COLES, R.G. (2001). *Global seagrass research methods*. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 473 pp.
- WHELAN, P.M. & CULLINANE, J.P. (1985). The algal flora of a subtidal *Zostera* bed in Ventry Bay, South-west Ireland. *Aquatic Botanic*, 23: 41-51.



